

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

Інститут енергозбереження та енергоменеджменту

(повна назва інституту/факультету)

Кафедра інженерної екології

(повна назва кафедри)

«На правах рукопису»

УДК 502.52

«До захисту допущено»

Завідувач кафедри

_____ Ткачук К.К.
(підпис) (ініціали, прізвище)

“ 18 ” _____ грудня 2018р.

Магістерська дисертація

зі спеціальності (спеціалізації) 8.04010601 – Екологія та охорона
навколишнього середовища

(код і назва спеціальності)

на тему: Біоіндикаційна оцінка якості і кількісної складової природно-
техногенної безпеки водних екосистем

Виконала: студентка 6 курсу, групи ОЗ-71мп

(шифр групи)

Литвиненко Аліна Вікторівна

(прізвище, ім'я, по батькові)

(підпис)

Науковий керівник : _____ асистент, к.т.н. Євтєєва Любов Іванівна

(посада, науковий ступінь, вчене звання, прізвище та ініціали)

(підпис)

Рецензент _____ доц. Козлов С.С.

(посада, науковий ступінь, вчене звання, науковий ступінь, прізвище та ініціали)

(підпис)

Засвідчую, що у цій магістерській
дисертації немає запозичень з праць
інших авторів без відповідних
посилань.

Студент _____

Київ – 2018 року

**Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»**

Інститут енергозбереження та енергоменеджменту

(повна назва)

Кафедра інженерної екології

(повна назва)

Рівень вищої освіти – другий (магістерський) за освітньо-професійною програмою

Спеціальність (спеціалізація) 8.04010601 – Екологія та охорона навколишнього середовища

(код і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

Ткачук К.К.

(підпис)

(ініціали, прізвище)

«18» грудня 2018р.

**ЗАВДАННЯ
на магістерську дисертацію студенту**

Литвиненко Аліна Вікторівна

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема дисертації : Біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем

науковий керівник дисертації Євтєєва Любов Іванівна асистент, к.т.н;,
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету від «05» листопада 2018 р. № 4089

2. Строк подання студентом дисертації 10 грудня 2018 р.

3. Об'єкт дослідження: Процеси впливу антропогенно навантаженого водного середовища на видовий склад багатство та розвиток фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища

4. Предмет дослідження: Біоіндикаційна оцінка техногенно-трансформованої верхньої частини Канівського водосховища на основі показників фітопланктону

5. Перелік завдань, які потрібно розробити: Ознайомитися з сучасними методами оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем та надати характеристику біоіндикації як методу екологічного дослідження. Визначити місце фітоіндикації в системі оцінки стану водного середовища та розглянути

основні характеристики фітопланктону. Надати екологічну оцінку Канівського водосховища. Оцінити гідро-екологічний потенціал досліджуваної ділянки водного об'єкта. Визначити залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону з використанням кореляційно-регресійного аналізу, побудувати математичну модель, яка відображає дану залежність

6.Перелік графічного (ілюстративного) матеріалу: тема, актуальність, об'єкт, предмет дослідження, мета та задачі дослідження; район дослідження; рисунок 1 – середньорічні значення показника ІГЕП, таблиця 1 – оцінка стану верхньої частини Канівського водосховища у даний період; таблиця 2 – статистична обробка даних; таблиця 3 – групування досліджуваних ділянок за ІГЕП; таблиця 4 – результати дисперсійного аналізу.

7.Орієнтовний перелік публікацій: За темою дисертаційної роботи опубліковано 4 наукові праці, серед них 1 стаття, з тези доповідей на наукові конференції.

8. Консультанти розділів дисертації

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Нормоконтроль	ас.,Репін М.В.		

9.Дата видачі завдання 01 вересня 2018

10. Календарний план

№ з/п	Назва етапів виконання магістерської дисертації	Строк виконання етапів магістерської дисертації	Примітка
1	Опрацювання літературних джерел за темою роботи	01.09.18 – 04.09.18	
2	Написання літературного огляду роботи	05.09.18 – 15.09.18	
3	Обробка та складання статистичних даних	15.09.18 – 21.09.18	
4	Написання відповідного розділу роботи	22.09.18 – 30.09.18	
5	Статистична обробка даних побудова математичної моделі	2.10.18 – 29.10.18	
6	Написання відповідного розділу роботи	02.11.18 – 19.11.18	
7	Оформлення роботи за відповідними вимогами	20.11.18 – 01.12.18	
8	Редагування роботи, виправлення помилок, підготовка до захисту	02.12.18 – 15.12.18	

Студент

Науковий керівник дисертації

_____ Литвиненко А.В.
(підпис) (ініціали, прізвище)

_____ Євтєєва Л.І.
(підпис) (ініціали, прізвище)

РЕФЕРАТ

Обсяг роботи складає 100 сторінок, вона містить 8 ілюстрацій, 38 таблиць, 5 додатків та 79 джерел за переліком посилань.

Актуальність даної роботи полягає в необхідності використання нових методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем через посилення антропогенного тиску на водне середовище. Біоіндикаційна оцінка, яка ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону, дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження, і тому є важливим використання даних характеристик водної біоти для оцінки стану водної екосистеми.

Мета роботи полягає у встановленні залежності рівня гідроекологічного потенціалу водної екосистеми від зміни основних характеристик фітопланктону.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні задачі:

- 1) ознайомитися з сучасними методами оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем та надати характеристику біоіндикації як методу екологічного дослідження;
- 2) визначити місце фітоіндикації в системі оцінки стану водного середовища та розглянути основні характеристики фітопланктону для проведення біоіндикаційної оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.;
- 3) надати екологічну оцінку верхньої частини Канівського водосховища, визначити доцільність проведення саме біоіндикаційного дослідження для встановлення категорії природно-техногенної безпеки та ін.;
- 4) оцінити гідроекологічний потенціал досліджуваних ділянок водного середовища на основі розрахунку комплексного показника ІГЕП;
- 5) встановити залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону з використанням кореляційно-регресійного аналізу. Побудувати математичну модель, яка відображає дану залежність;

Об'єктом дослідження є процес впливу антропогенно навантаженого водного середовища на видовий склад, багатство та розвиток фітопланктону верхньої ділянки Канівського водосховища.

Предмет дослідження – біоіндикаційна оцінка техногенно-трансформованої верхньої ділянки Канівського водосховища.

Методами дослідження, використаними в роботі є математичне.

Наукова новизна роботи полягає в тому, що вперше проведено глибокий аналіз методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем, зокрема, біоіндикаційних методів оцінки стану водного середовища. На основі результатів дослідження розроблено математичну модель, що відображає залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону.

Результати дослідження можна використовувати як складову еколого-соціального моніторингу для комплексної оцінки екологічного стану водних об'єктів. Розроблену математичну модель можливо використовувати в навчальному процесі, а саме в курсі дисципліни «Біоіндикація та біометрія екосистем».

КЛЮЧОВІ СЛОВА: ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННА БЕЗПЕКА, ВОДНА ЕКОСИСТЕМА, ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ, БІОІНДИКАЦІЙНА ОЦІНКА, ФІТОПЛАНКТОН.

ABSTRACT

The volume of work makes 100 pages, it contains 8 illustrations, 38 tables, 5 additions and 79 sources after the list of references.

The relevance of this work is associated with the need to use new methods of assessment of aquatic ecosystems safety due to the increasing pressures on water environment. Bioindicator estimation based on the use of the main characteristics of phytoplankton allows to most objectively assess water bodies ability to purify water and transform pollutants under continuous anthropogenic impact. Therefore, it is important to use these aquatic biota features to assess the state of aquatic ecosystems.

The aim of the work is to establish the hydroecological potential of aquatic ecosystem level dependence on change of the main characteristics of phytoplankton.

The research object is the process of influence of water environment under anthropogenic pressure on species composition, richness and development of phytoplankton of the upper part of the Kaniv Reservoir.

The research subject is a bioindicator assessment of technologically-transformed upper part of the Kaniv Reservoir based on parameters of phytoplankton.

The research methods used in the work are mathematical.

The paper discusses the advantages of hydroecological potential use for bioindicator assessment of aquatic ecosystems environmental safety. The bioindicator assessment of the impact of anthropogenic aquatic environment on the main characteristics of phytoplankton was undertaken. The use of bioindicator methods for the definition of environmental safety of aquatic ecosystems and ecological state of the water environment is offered.

Scientific novelty of the work is the first system analysis of assessment methods of aquatic ecosystems safety including bioindicator methods of assessing the state of aquatic ecosystems. A mathematical model to determine hydroecological potential of aquatic ecosystem and ecological state of aquatic environment was worked out based on the results of research.

KEYWORDS: ENVIRONMENTAL SAFETY, AQUATIC ECOSYSTEM,
HYDROECOLOGICAL POTENTIAL, BIOINDICATOR ASSESSMENT,
PHYTOPLANKTON.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	11
ВСТУП.....	12
1 НАУКОВІ МЕТОДИ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	14
1.1 Основні положення природно-техногенної безпеки водних екосистем	14
1.1.1 Поняття природно-техногенної безпеки водних екосистем	14
1.1.2 Функціональна структура та властивості природно-техногенних водних екосистем	15
1.1.3 Принципи оцінки стану природно-техногенної безпеки водних екосистем	19
1.2 Принципи оцінки забруднюючих речовин у природних водах.....	20
1.3 Сучасні методичні підходи до оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем	21
1.3.1 Оцінка якості води за індексом забрудненості води.....	21
1.3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України.....	22
1.3.3 Оцінка якості поверхневих вод суші за гідрохімічними показниками.....	23
1.3.4 Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями.....	24
1.3.5 Оцінка якості води за хімічним індексом.....	26
1.3.6 Екологічна класифікація прісних вод.....	27
1.4 Оцінка екологічного стану гідроекосистем методами біоіндикації.....	28
1.4.1 Біоіндикація як метод екологічного дослідження.....	28
1.4.2 Характеристика основних методів біоіндикації.....	31
1.4.3 Оцінка екологічного стану водойми за макрофітами.....	35
1.4.4 Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрозообентосу.....	40
Висновки до розділу 1	43

2 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	44
2.1 Фізико-географічні та кліматичні особливості району дослідження.....	44
2.2 Гідрологічна характеристика району дослідження.....	49
2.3 Характеристика стану водного середовища.....	50
Висновки до розділу 2.....	53
3 ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	54
3.1 Вибір та характеристика досліджуваних ділянок.....	60
3.2 Використання ГЕП для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.....	66
3.3 Визначення індексу гідроекологічного потенціалу водного середовища.....	66
3.4 Інтегральна оцінка стану водної екосистеми.....	69
3.5 Результати дослідження та їх аналіз.....	70
Висновки до розділу 3.....	73
4 СТАРТАП - ПРОЕКТ.....	74
4.1 Опис ідеї проекту.....	74
4.2 SWOT - аналіз.....	79
4.3 Запровадження методу біоіндикаційної оцінки	84
Висновки до розділу 4.....	86
ВИСНОВКИ.....	88
ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	90
ДОДАТКИ.....	96
Додаток А Оцінка придатності вод для різних видів водокористування.....	96
Додаток Б Біоіндикаційні методи оцінки ступеня забруднення природних вод.....	97
Додаток В Визначення якості води за видами-макрофітами.....	98

Додаток Г Комплексна методика оцінки якості води.....	99
Додаток Д Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрозообентосу.....	100

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

АП	асиміляційний потенціал;
БСА	Бортницька станція аерації;
БСК	біологічне споживання кисню;
ВЕ	водна екосистема;
ВКУ	Водний кодекс України;
ВМ	важкі метали;
ВРД	Водна Рамкова Директива;
ГДК	гранично допустима концентрація;
ГЕП	гідроекологічний потенціал;
ЕЄ	екологічна ємність;
ЕП	екологічна пластичність;
ЕПВ	екологічний профіль водойми;
ІЗВ	індекс забрудненості води;
ІГЕП	індекс гідроекологічного потенціалу;
КМ	кореляційна матриця;
КНС	каналізаційна насосна станція;
КРА	кореляційно-регресійний аналіз;
ПТБ	природно-техногенна безпека;
СПАР	синтетичні поверхнево-активні речовини;
ХСК	хімічне споживання кисню.

ВСТУП

Актуальність теми. Одним із пріоритетів національних інтересів України є екологічна безпека держави. Екологічні проблеми водних екосистем пов'язані з безповоротним водозабором і скидом забруднюючих речовин у водні об'єкти. Господарська діяльність призводить до істотних змін у нормальному перебігу природних процесів, порушення балансу у водних об'єктах, що негативно позначається на розвитку і функціонуванні мешканців водойм. Значне довготривале техногенне навантаження призводить до зниження здатності водних екосистем до саморегуляції, знезараження забруднюючих речовин антропогенного походження. Як наслідок, здатність водойм до самоочищення знижується, погіршується якість води, зменшується видовий склад гідробіонтів.

У зв'язку з цим виникає необхідність використання біоіндикаційних методів для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки водної екосистеми дозволяє адекватно відображати рівень впливу техногенного середовища на водойму, враховуючи комплексний характер забруднення та явище синергізму поллютантів. З використанням даного методу стає можливим на ранній стадії визначити зміни в найбільш чутливих компонентах біотичних угруповань, спричинені дією забруднюючих речовин, та оцінити можливі наслідки внаслідок постійного впливу для усієї водної екосистеми.

Використання в якості видів-індикаторів представників фітопланктону дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження. Тому наразі актуального значення набуває використання основних характеристик фітопланктону для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.

Об'єктом дослідження є процес впливу антропогенно навантаженою водного середовища на видовий склад, багатство та розвиток фітопланктону верхньої ділянки Канівського водосховища.

Предмет дослідження – біоіндикаційна оцінка техногенно-трансформованої верхньої ділянки Канівського водосховища на основі показників фітопланктону.

Мета роботи полягає у проведенні біоіндикаційної оцінки верхньої частини Канівського водосховища та встановленні залежності індексу гідроекологічного потенціалу водосховища від основних характеристик фітопланктону.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні задачі:

- 1) ознайомитися з сучасними методами оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем та надати характеристику біоіндикації як методу екологічного дослідження;
- 2) визначити місце фітоіндикації в системі оцінки стану водного середовища та розглянути основні характеристики фітопланктону для проведення біоіндикаційної оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.;
- 3) надати екологічну оцінку верхньої частини Канівського водосховища, визначити доцільність проведення саме біоіндикаційного дослідження для встановлення категорії природно-техногенної безпеки та інших характеристик водної екосистеми;
- 4) оцінити гідроекологічний потенціал досліджуваних ділянок водного середовища на основі розрахунку комплексного показника ІГЕП;
- 5) встановити залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону з використанням кореляційно-регресійного аналізу. Побудувати математичну модель, яка відображає дану залежність.

1 НАУКОВІ МЕТОДИ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

1.1 Основні положення природно-техногенної безпеки водних екосистем

1.1.1 Поняття природно-техногенної безпеки водних екосистем

Однією зі складових екологічної безпеки є рівновага та захист водного середовища. Екологічні проблеми гідроекосистем зумовлені майже безповоротним забором поверхневих вод і забрудненням водних об'єктів різного роду полутантами. Починаючи з другої половини ХХ століття відбувається інтенсивне якісне та кількісне виснаження водних ресурсів України, що є наслідком постійної антропогенного тиску

Внаслідок цього порушується функціональна залежність між екологічними та антропогенними факторами, а саме: змінюються взаємозв'язки у водних екосистемах, що істотно впливає на їх структурно-функціональну організацію, біологічну різноманітність та їх стійкість до техногенного навантаження [1].

Серед основних положень збалансованого водокористування визначаються умови досягнення стану природно-техногенної безпеки. Найголовніша умова полягає у відповідності зростання економіки, темпів нарощування промислового комплексу – можливостям відновлення водних екосистем [2].

За величину природно-техногенної безпеки гідроекосистем прийнято величину гідроекологічного потенціалу – це частина водних ресурсів, яка може бути використана народним господарством за умови забезпечення стану екологічної безпеки та за мінімального техногенного ризику [3].

Використання ГЕП встановлює допустимий антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів. Гідроекологічне середовище має можливість асимілювати шкідливі домішки та відновлювати порушення, спричинені антропогенною діяльністю лише в певних межах. Якщо загальний об'єм дії не перевищує

величину екологічної ємкості природного середовища, то природне середовище не змінює свої основні властивості і не впливає на умови життєдіяльності людей. При перевищенні загального навантаження на гідроекологічне середовище починається зміна його властивостей [4].

Вплив забруднюючих речовин на водне середовище іноді здатний викликати незворотні процеси. Реакція на забруднення водного об'єкта може бути визначена лише при оцінці всіх факторів впливу на нього [5,6]. Також потрібно враховувати природні процеси розвитку водного середовища у часі та просторі. Встановити межі трансформації водного об'єкта під впливом комплексної дії усіх видів забруднювачів можна завдяки використанню методів прогнозування стану водних екосистем.

1.1.2 Функціональна структура та властивості природно-техногенних водних екосистем

Актуальною проблемою сьогодення є дослідження наслідків техногенного впливу на водне середовище. Функціонування об'єктів народного господарства здійснює посилений антропогенний тиск на водні екосистеми, змінюючи їх якісні та кількісні характеристики. Відтак, визначального значення набуває оцінка впливу сукупності техногенних об'єктів та процесів, що перебігають у їх межах [7].

Поняття природно-техногенної водної екосистеми характеризує динамічний просторово-часовий комплекс речовин і процесів у ній. Ендосистемні процеси відбуваються внаслідок природного розвитку даної системи у просторі та часі. Екзосистемні процеси перебігають внаслідок дії зовнішніх факторів, впливу антропогенного навантаження. Таким чином, природно-техногенна водна екосистема є відкритою до дії зовнішніх чинників системою [8].

На основі результатів дослідження теорії систем та, зокрема, екологічних систем, які проводилися Месаровичем, Берталанфі, Холлом і Фейджином,

Джефферсом, Лавриком можна провести формалізацію природно-техногенної водної екосистеми [9-13]. Природно-техногенну водну екосистему можна описати наступною залежністю:

$$S=\{X,Q\},$$

де $X = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$ – множина елементів X_i системи S ;

Q – множина закономірностей змін елементів x_i , їх взаємодія між собою і з навколишнім середовищем.

Множина закономірностей змін елементів системи виступає сукупністю залежностей, які пов'язують усі елементи водної екосистеми.

Елементами водної екосистеми виступають її природні характеристики, такі як показники фізичного, біологічного та хімічного стану. Для них притаманна зміна внаслідок впливу антропогенного навантаження.

Сукупність усіх компонентів водної екосистеми становить її склад і формалізується таким чином:

$$X=\{X_1, X_2, X_3, \dots, X_n\},$$

де $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ – компоненти водної екосистеми;

n – кількість компонентів.

Структура природної водної екосистеми формується у результаті об'єднання компонентів системи внутрішніми зв'язками та співвідношеннями.

Отже, природно-техногенна водна екосистема описується наступною залежністю:

$$S=Z \cdot Q \cdot W,$$

де Z – природна підсистема;

W – техногенна підсистема;

Q – сукупність залежностей між природною та техногенною підсистемами.

Природна водна екосистема складається з сукупності водних об'єктів, що взаємопов'язані з усіма оболонками Землі та характеризується набором показників, що характеризують стан водних ресурсів та динаміку процесів у водоймі

Множина зовнішніх факторів природно-техногенної водної екосистеми визначається залежністю:

$$F=\{F_1,F_2, F_3,...,F_m\},$$

де $F_1,F_2, F_3,...,F_m$ – фактори водної екосистеми;

m - кількість факторів.

Структура природно-техногенної водної екосистеми визначається як множина зв'язків між елементами всередині водної екосистеми та між її елементами і навколишнім середовищем.

Структура природно-техногенної водної екосистеми визначається залежністю:

$$R=\{R_1,R_2, R_3,...,R_i\},$$

де i - кількість зв'язків, що утворюють структуру системи.

Склад та структура природно-техногенної водної екосистеми, фактори екзогенного середовища можуть змінюватись у часі t та просторі h . Дані зміни у загальній формі можна встановити за допомогою наступних залежностей:

$$X=X(t,h)= \{X_1(t,h), X_2(t,h), X_3(t,h),\dots, X_n(t,h)\}$$

$$F=F(t,h)= \{F_1(t,h), F_2(t,h), F_3(t,h),\dots, F_m(t,h)\}$$

$$R = R(t,h) = \{R_1(t,h), R_2(t,h), R_3(t,h),\dots, R_i(t,h)\}$$

Компоненти та структура природно-техногенної водної екосистеми змінюються у часі та просторі за певною функцією $M(t,h)$.

Таким чином, відповідно до математичної формалізації, природно-техногенну водну екосистему можна визначити як систему, що складається з сукупності внутрішніх елементів, які пов'язані між собою і з навколишнім середовищем. Формалізована модель природно-техногенної водної екосистеми представлена на рис. 1.1.

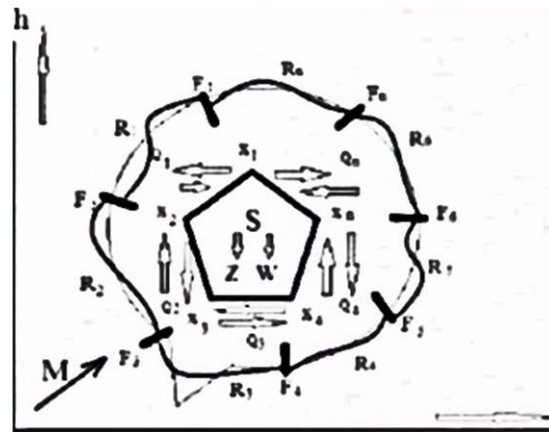


Рисунок 1.1 – Формалізована модель природно-техногенної водної екосистеми

Розрізняють два типи природно-техногенних водних екосистем: морські та континентальні. Останні, в свою чергу, поділяють на екосистеми текучих вод, водойм з уповільненим водообміном та підземних вод.

Басейнова екосистема текучих вод є класичною системою, що функціонує у просторі та характеризується параметрами, що змінюються у часі. Вона притаманна для більшості річок. Природно-техногенні екосистеми водойм з уповільненим водообміном функціонують у межах озера, болота чи водосховища. Для них характерна вертикальна структура [14]. Залежно від умов формування фізико- хімічного та біологічного складу водойми поділяють на

екосистеми мікро- і мезорівня. Ідентифікація та диференціація водних екосистем можлива за умови детального дослідження водного об'єкта в межах усієї акваторії та глибини [15].

1.1.3 Принципи оцінки стану природно-техногенної безпеки водних екосистем

Водні ресурси є джерелом для задоволення потреб функціонування різноманітних галузей народного господарства – питного водопостачання, електроенергетики, рибництва, рекреації та ін.

Деякі види гідробіонтів є індикаторами природних процесів, що відбуваються у водоймах, а також тих процесів, що виявляються під впливом антропогенного навантаження. Комплексний характер взаємозв'язків між водним середовищем та гідробіоценозами, що існують у ньому, проявляється у показниках трофічного статусу водойм, токсичності, рівні сапробності, процесах самоочищення та заболочування [16]. Таким чином, взаємозв'язок між водними організмами та середовищем їх існування визначає цілісність водної екосистеми.

На даному етапі розвитку та функціонування водних об'єктів, що характеризуються посиленням антропогенним навантаженням, необхідно керуватися екосистемним підходом. Даний підхід передбачає поступовий перехід до нормування показників впливу на навколишнє середовище на основі екологічної оцінки стану природних систем [17]. Перспективним напрямком досліджень є використання екосистемного підходу при створенні методів контролю стану водних об'єктів.

Здатність водних екосистем пристосовуватися до впливу техногенного навантаження отримала назву екологічної ємності (ЕЄ) [18]. Даний показник характеризує ту частину забруднюючих речовин антропогенного походження, яка не здатна порушувати стійкість водних екосистем завдяки процесам розвитку і функціонування гідробіонтів.

Асиміляційний потенціал (АП) є природним ресурсом водного

середовища, який у комплексі з іншими характеристиками визначає асиміляційну здатність водних екосистем [19]. У водному середовищі АП забезпечує спроможність екосистеми до процесів біосинтезу та біотрансформації, саморегулюючу здатність до процесів самовідновлення у різних умовах розвитку за рахунок реадaptaційних механізмів біоценозів.

1.2 Принципи оцінки забруднюючих речовин у природних водах

Різнорманітні забруднюючі речовини, розчинені у воді, можуть здійснювати негативний вплив на якість води, тим самим погіршуючи стан водних екосистем. Серед близько 100 тисяч відомих хімічних речовин біля декількох тисяч з них можуть зустрічатися у водних об'єктах. І лише 40 сполук є об'єктами постійного моніторингу у водних басейнах. Інформації щодо концентрації інших речовин, що можуть міститися у воді, недостатньо через недосконалість аналітичних методів їх визначення та брак коштів для відбору та аналізу проб води.

Головним завданням органів, що контролюють стан водних ресурсів, є визначення переліку тих поллютантів, що мають найбільший вплив на водне середовище, та, на основі цих даних, попередження, обмеження та припинення скидів шкідливих речовин у водні об'єкти.

Під час відбору проб води набули широкого використання такі поняття як гостра та хронічна токсичність. Задля ідентифікації гострої токсичності води визначають концентрації речовини у двох випадках: при якій 50% тест-об'єктів існують 96 годин та за якої відбувається іммобілізація 50% організмів протягом 48 годин.

Для визначення хронічної токсичності води на досліджувані організми протягом усього життєвого циклу впливають речовиною-визначником змінної концентрації задля встановлення того рівня, який шкідливо не впливає на живий організм.

Для визначення рівня небезпеки забруднюючої речовини необхідно

керуватися поняттям її стійкості у водному середовищі. Тривалість вмісту поліютанта у воді підвищує ризик впливу на водну біоту. Для визначення кількісної характеристики стійкості використовується період напіврозпаду речовини у водному середовищі. Крім цього на стійкість забрудника впливає комплекс фізичних, хімічних і біологічних процесів. Для адекватної оцінки даного параметра користуються експертним методом [20].

Для характеристики процесу поглинання хімічної сполуки з води живими організмами користуються поняттям біоаккумуляції. При постійному надходженні даних сполук, організм не здатний вивести чи знешкодити їх, що може призвести до екологічного стресу, в найгіршому випадку – до токсичної летальності.

Також деякі поліютанти, наприклад, органічні мікрозабруднювачі характеризуються такими поняттями як канцерогенність, мутагенність, ін. Вивчення цих параметрів є надзвичайно важливим завданням з точки зору екологічної безпеки водних екосистем, хоча в наш час, на жаль, обмежено.

1.3 Сучасні методичні підходи до оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем

1.3.1 Оцінка якості води за індексом забрудненості води

Оцінка якості води за індексом забрудненості води (ІЗВ) належить до найпростіших методик, що використовує мінімальну кількість показників для визначення [21]. Необхідними до визначення інгредієнтами слугують вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню за 5 діб, вміст фенолів, нафтопродуктів, азоту амонійного та нітритного. За кожним показником визначається середнє арифметичне значення, яке порівнюється з гранично допустимою концентрацією.

Згідно з розрахунком ІЗВ проводять оцінку якості води, кількість класів оцінки рівна семи. Перший клас якості води характеризується фоновими концентраціями забруднюючих речовин та найменшим впливом техногенного

забруднення. Для другого класу характерне незначне забруднення водного середовища, але, водночас, воно не призводить до дисбалансу в екосистемі. Для третього класу належать води, що характеризуються значним техногенним навантаженням, але його рівень наближений до екологічно стійкого. Для вод наступних класів характерне значне антропогенне навантаження з порушення екологічної рівноваги.

1.3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України

Відповідно до даної оцінки характеристика екологічного стану водних об'єктів надається за екосистемним принципом. Для характеристики абіотичної та біотичної складових екосистеми використовуються дві групи показників – загальні (характеризують вміст солей і трофо-сапробність водної екосистеми) та специфічні (речовини токсичної і радіоактивної дії).

Показники вмісту основних іонів та загальної мінералізації слугують вихідними даними для визначення показника галинності. Він призначений для ідентифікації переважаючого складу живих організмів у водній екосистемі.

Класифікація якості води за іонним складом відбувається за трьома класами, серед яких: гідрокарбонатний, сульфатний та хлоридний. Класи, в свою чергу розподіляються на групи, а групи – на типи.

Залежно від показників суми іонів, хлоридів та сульфатів, вода розподіляється на вісім категорій якості.

Еколого-санітарні критерії об'єднують гідрофізичні, біологічні та бактеріологічні показники. Згідно гідрофізичних показників визначається абіотична складова, а трофність відображає перебіг процесів евтрофікації води. Також встановлюються зона сапробності та категорія трофності водного об'єкту.

Група показників токсичної і радіоактивної дії встановлює вміст таких сполук як: ртуть, цинк, залізо, марганець. З використанням тест-об'єктів встановлюється ступінь токсичності водного середовища.

Визначення якості води з позицій забруднення радіонуклідами

здійснюється за показниками вмісту цезію і стронцію.

Решта класифікацій розподіляють водні об'єкти за якістю на п'ять класів та сім категорій [22]. За результатами екологічної оцінки визначається ступінь антропогенного навантаження на водне середовище.

1.3.3 Оцінка якості поверхневих вод суші за гідрохімічними показниками

Методи оцінки якості води та рівня їх забрудненості шкідливими речовинами за гідрохімічними показниками численні та різноманітні. Одним з методів оцінки якості води водних об'єктів за гідрохімічними показниками, який широко використовується в Україні, був розроблений Гідрохімічним інститутом [23]. На основі проведеної оцінки здійснюється класифікація природних вод згідно вимог конкретних видів водоспоживання.

З метою вирішення завдання оцінки якості води послуговуються групою відносних критеріїв оцінки, які дозволяють провести комплексне оцінювання стану водного об'єкту.

Розглянемо структуру методу оцінки якості води за гідрохімічними показниками більш детально. На першому етапі, залежно від виду забруднення водного об'єкту, необхідно визначити підхід, згідно з яким буде здійснюватися оцінка якості води. З цією метою послуговуються коефіцієнтом комплексності. Він розраховується шляхом порівняння компонентів водного середовища, значення гранично допустимих концентрацій яких перевищено із загальним числом компонентів, що визначаються. Отже, за допомогою даного показника встановлюють ступінь техногенного навантаження на водний об'єкт.

Комбінаторний індекс забруднення дозволяє провести оцінку якості води за рівнем і класом на основі трьох складових: кратності перевищення ГДК, повторюваності випадків забруднення водного середовища та характеру забруднення. Міра стійкості забруднення визначається з використанням показника кратності перевищення ГДК. Згідно визначеного індексу визначається характер забрудненості. Послугуються наступною класифікацією: одиничне

забруднення, забруднення стійкого чи нестійкого характеру, домінуюче забруднення. Для наочності та обробки вихідної інформації використовується бальна характеристика.

Встановлення рівня забруднення здійснюють згідно з показником кратності перевищення ГДК по кожному забруднюючому компоненту. Згідно з проведеним порівнянням фактичної концентрації забруднюючої речовини над відповідним значенням ГДК, встановлюється градація ступеня рівня забрудненості водного об'єкта. Дана класифікація містить низький, середній, високий та дуже високий ступені рівня забрудненості водної екосистеми.

На заключному етапі класифікації проводять визначення рівня впливу усіх факторів, що можуть впливати на стан якості водного об'єкта. Комбінаторний індекс забруднення відображає можливе посилення або зменшення шкідливого впливу токсичних речовин внаслідок їх сумарної дії на водне середовище. Визначення даного показника проводять для всіх досліджуваних створів, узагальнюються оцінки для кожного інгредієнта та підсумовується їх значення. Згідно розрахованого комбінаторного індексу забруднення вода класифікується як брудна, дуже брудна, забруднена та слабо забруднена.

1.3.4 Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями

Дана методика була розроблена у зв'язку з посиленням антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище, зокрема на посилення техногенного тиску на водні екосистеми, а також введенням в дію Водної Рамкової Директиви (ВРД) Європейського Союзу [24]. Задля збереження видового багатства водних екосистем необхідно більш уважно та відповідально ставитися до кількісних характеристик скинутих у воду забруднюючих речовин

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод має на меті створення відповідної бази для оцінки стану водних об'єктів у відповідності з

європейським законодавством, реформування водної політики держави для забезпечення стійкого розвитку водних ресурсів, удосконалення наукових засад, на основі яких здійснюється екологічне регулювання водної галузі України.

Визначення загального статусу водного об'єкта здійснюється на основі врахування оцінки екологічного потенціалу та хімічного стану та проведенні оцінки за національними та міжнародними стандартами якості води (Додаток А, рис. А.1). В свою чергу, оцінка екологічного потенціалу водного середовища включає оцінку за складовими водної екосистеми, такими як: біологічна, гідроморфологічна та хімічна характеристики.

Класифікація якості поверхневих вод здійснюється залежно від вмісту різноманітних показників, таких як: гідрофізичні, хімічні, біологічні, бактеріологічні, токсичні, радіологічні та ін. Також враховуються результати проведених біоіндикаційних досліджень та біотестування (Додаток А, рис. А.2).

Результатом проведення даної оцінки є ідентифікація тенденцій змін якості водних об'єктів за певний проміжок часу та з урахуванням впливу техногенного навантаження.

Обов'язковою умовою здійснення дослідження є використання різноманітних показників комплексно, що дозволить надати достовірну та об'єктивну інформацію стосовно стану якості води конкретного об'єкта.

Порядок проведення екологічної оцінки містить наступні етапи. Оцінка фізико-хімічних показників здійснюється на основі трьох блоків показників – вмісту солей, трофо-сапробним та вмістом радіоактивних і токсичних сполук. Оцінка біологічного стану водної екосистеми проводиться за показниками фіто- та зоопланктону, донних організмів. Результатом проведеної оцінки є комплексний показник, наведений у балах.

Для послідовного визначення оцінки стану водного середовища важливими завданнями постають наступні: визначення типу водного об'єкту, визначення специфічних забруднюючих речовин у ньому, виділення основних біотопів, проведення аналізу гідроморфологічного стану, ідентифікація референційних умов.

Надалі для кожного показника проводиться встановлення класу та категорії якості води у наступному порядку. Проводять порівняння показників з відповідним критерієм, за необхідності показники округлюють. Особливу увагу надають показникам з максимальним або мінімальним значенням, вони теж підлягають порівнянню. Надалі визначають клас якості води за середнім арифметичним та найгіршим значенням для кожного показника. Порівняння здійснюється у межах конкретних блоків екологічної класифікації. За індексом всередині кожної групи встановлюють відповідність якості води певній категорії (Додаток А, табл. А.1).

Завершальним етапом проведення екологічної оцінки є визначення біологічного та хімічного індексів. Біологічний індекс розраховується на основі значень гідробіологічних, мікробіологічних, біотестових показників та значень показників біохімічних процесів,

Комплексна оцінка полягає у визначенні інтегрального індексу. Отримана інформація може слугувати базою для проведення заходів стосовно охорони водних ресурсів, створення карт, районування території з екологічних та еколого-економічних позицій. Диференціальний підхід у проведенні екологічної оцінки полягає у встановленні субкатегорій якості води для відповідного водного об'єкта.

Відповідно до положень ВРД за результатами проведення екологічної оцінки якості природних вод розраховується індекс екологічної оцінки. Визначення даного показника проводять шляхом зіставлення показників відповідного створу зі значенням показників у фонових умовах. Для наочного представлення результатів екологічної оцінки якості водних об'єктів створюються різноманітні картографічні матеріали.

1.3.5 Оцінка якості води за хімічним індексом

Особливістю даної методики є оцінка якості води лише за гідрохімічними показниками. Даний індекс є мультиплікативним, тобто враховує число

параметрів, їх важливість та індекси якості води, що розраховуються за відповідними графіками [25]. При обчисленні хімічного індексу враховуються наступні показники: насиченість води киснем, БСК₅, температура води, вміст амонійного та нітратного азоту, фосфору та водневий показник. У деяких випадках послуговуються також показниками вмісту завислих речовин та наявності кишкової палички.

Значення індексів якості води знаходять за допомогою оціночних кривих, які побудовані за результатами конкретних аналізів. Об'єднана оцінка хімічного стану якості води здійснюється шляхом знаходження добутку зважених субіндексів. Важливість (вага) кожного компонента має експоненціальний характер. Тобто, якщо один із субіндексів рівний нулю, то і загальний хімічний індекс рівний нулю. Розрахунки хімічного індексу рекомендується проводити в табличній формі.

Недоліком даної оцінки є те, що оціночні криві опираються на суб'єктивні експертні оцінки та не відображають фізико-географічних умов, в яких знаходиться конкретний водний об'єкт. При побудові оціночних кривих враховується комплексна характеристика якості води, значення якої може змінюватися під впливом різноманітних чинників. Хімічний індекс якості води може бути використано як повноцінний засіб для контролю якості води та для порівняння забруднення води різними специфічними інгредієнтами. Даний показник також слугує доповненням для класифікацій якості води за різними компонентами.

У науковій літературі повідомляється про наявність високого ступеню кореляції між хімічним індексом та різноманітними біологічними процесами. Результати досліджень okazують, що між біологічними показниками якості та даними про хімічний склад води (для органічних сполук і продуктів їх розкладу) існує високий рівень кореляції. Послуговуючись шкалою для визначення індексу сапробності була розроблена хімічна класифікація якості води, що містить сім ступенів.

1.3.6 Екологічна класифікація прісних вод

Екологічна класифікація прісних вод використовується у країнах Європейського Союзу і призначена для визначення оцінки екологічного стану водних об'єктів з метою проведення природоохоронної діяльності та захисту середовища існування гідробіонтів [26].

За результатами проведеної оцінки здійснюють класифікацію водних об'єктів за класами – від води відмінної якості до води поганої якості.

Відповідно до класу якості води встановлюються параметри якості води та ранги їх концентрацій. Шляхом вивчення національних стандартів та їх уточнення на базі репрезентативних хімічних та біологічних показників встановлюються межі концентрацій показників кисневого режиму та евтрофікації. Межі концентрацій для шкідливих речовин визначаються шляхом дослідження токсичного впливу цих речовин на водні організми. Задля цього послуговуються критеріями якості води Агентства з охорони навколишнього середовища [27].

Згідно даної класифікації водні об'єкти, що належать до 1-3 класів характеризуються станом екологічної рівноваги. Для 4-5 класів якості води характерне токсичне та радіоактивне забруднення, що призводить до порушення екологічної стійкості та супроводжується поступовим процесом регресу водного середовища.

1.4 Оцінка екологічного стану гідроекосистем методами біоіндикації

1.4.1 Біоіндикація як метод екологічного дослідження

На відміну від традиційних методів визначення стану водного середовища, біологічні методи дозволяють оцінити якість водного об'єкта з позиції впливу абіотичних факторів на можливість існування гідробіонтів. Екологічний стан водного об'єкта можна ідентифікувати за умови володіння інформацією щодо видового складу фіто- та зоопланктону.

Отже, вивчаючи реакції, зміни у поведінці гідробіонтів можна комплексно оцінити вплив антропогенного навантаження на водну екосистему [28].

Біологічні методи оцінки якості води передбачають вивчення кількісного та якісного складу живих організмів водойми з метою встановлення категорії якості водного об'єкту. Перевагами біологічних методів оцінки якості води перед іншими слугують наступні, а саме: реакція на забруднення різного походження у всіх видів гідробіонтів відбувається одночасно, тобто у кожного представника забрудненого водного середовища буде спостерігатися відповідь на дію полютантів.

Іншими, не менш значними перевагами є невисока затратність, як у часовому, так і в грошовому еквівалентах, можливість здійснення оцінки за мінімального рівня підготовки, відсутність негативного впливу на водну екосистему, можливість встановлення попереднього, наприклад, висококонцентрованого аварійного забруднення водного середовища. Серед біологічних методів оцінки якості води найбільшого поширення й використання набули методи біологічної індикації води. Даний метод оцінки стану водного середовища ґрунтується на визначенні екологічного стану водойми за наявністю або відсутністю організмів-індикаторів. Також при проведенні оцінки води враховують такі показники, як чисельність, біомаса, видовий склад та структура угруповань. Головне завдання біоіндикації полягає у встановленні впливу забруднення полютантами на популяційному рівні, тобто вона дозволяє судити про комплексний стан водної екосистеми [29].

Використання даного методу оцінки дозволяє встановити клас якості води, можливість водокористування різними споживачами. Але недоліком є неможливість встановити фактичну концентрацію конкретного інгредієнта у водному середовищі. З цією метою варто послуговуватися більш точними, в даному випадку, методами, наприклад хімічним.

У наш час існує велика кількість систем класифікації якості водного середовища. Залежно від характеру, інтенсивності, тривалості забруднення водні об'єкти прийнято поділяти за різними класами якості води. У багатьох країнах

Європи найбільш уживаною є класифікація, згідно з якою якість води розподіляють на п'ять класів. Кожному класу якості води властиві певні характеристики, відмінні значення різноманітних показників. За допомогою даної класифікації можна провести поділ водного середовища конкретного об'єкта за величиною техногенного забруднення. Результати проведеного аналізу можна використовувати з метою створення карт якості води [30].

Для оцінки стану водного середовища послуговуються різноманітними порівняльними показниками та методами біоіндикації.

Серед основних порівняльних індексів розрізняють наступні [31]: індекс загального та інформаційного різноманіття Шеннона, індекс видового різноманіття Менхінка, індекс концентрації Сімпсона, індекс фауністичної схожості Жакара, індекс схожості кількісної структури Шоригіна, індекс біоценологічної схожості Вайнштейна.

Індекс Шеннона розраховують за окремими видами, за таксонами надвидового рангу або іншими елементами різноманіття. Значення індексу змінюється в межах від 1,5 до 3,5. Індекс Шеннона розраховують за формулою:

$$H = - (n/N) \log(n/N),$$

де N – загальна чисельність особин;

n – число особин кожного виду.

Індекс видового різноманіття Менхінка є характеристикою кількості видів, що припадає на одиницю сумарної чисельності всіх видів угруповання [32]. Даний показник розраховується за формулою:

$$M = A/\sqrt{N},$$

де A – кількість видів;

N – сумарна чисельність всіх видів угруповання.

Індекс концентрації Сімпсона використовують для визначення домінування певного виду організмів серед усієї чисельності всіх видів угруповання. Даний показник розраховується за формулою:

$$C = K(n/N)^2,$$

де n – чисельність одного виду.

Індекс рівноможливості Сімпсона визначають за формулою:

$$E = \sum n(n-1)/N(N-1).$$

Індекс фауністичної схожості Жакара визначається між усіма угрупованнями або між домінуючими видами угруповань:

$$J = c/(a + b - c),$$

де a і b – кількість видів в порівнюваних угрупованнях;

c – кількість спільних видів.

Індекс схожості кількісної структури Шоригіна розраховують за формулою:

$$Q = \sum (n/N)_{\min},$$

де \min – мінімальна величина з двох порівнюваних.

Індекс біоценологічної схожості Вайнштейна розраховується за формулою:

$$W = K \cdot J / 100,$$

Даний індекс є показником, що об'єднує індекс Жакара та індекс Шоригіна.

1.4.2 Характеристика основних методів біоіндикації

Методи біоіндикації використовуються для оцінки ступеня забруднення природних вод різноманітними політантами. Дані методи оцінки ґрунтуються на різній реакції певних організмів на дію розчинених у воді речовин.

Широкого використання для оцінки ступеня забруднення природних вод набули методи, що ґрунтуються на визначенні показника сапробності, індекси Вудівісса та Майєра, метод Пантле-Букка, олігохетний індекс Гуднайта-Уітлея.

Сапробність характеризує стан водного об'єкта з позиції його забруднення органічними сполуками та продуктами їх деструкції. [33].

Залежно від рівня забруднення водного об'єкта органічними речовинами розрізняють наступні зони сапробності: полі-, мезо-, оліго- та ксеноспробну.

Універсальним методом для встановлення сапробності водного об'єкта за наявності в ньому певних видів організмів є метод Пантле-Букка, що був удосконалений Сладечеком [34]. Використовуючи дані щодо наявності та частоти трапляння певних видів гідробіонтів, їх біомаси, чисельності, індексу сапробності для кожного виду можна розрахувати сапробність конкретного водного об'єкта. Розрахунок індексу сапробності здійснюють за формулою:

$$S = \sum(sh) / \sum h,$$

де s – індивідуальний індекс сапробності;

h – відносна чисельність або біомаса індикаторів.

Встановлення зони сапробності та класу якості води за індексом сапробності, наведено у табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Зона сапробності та класу якості води залежно від значення індексу сапробності

Індекс сапробності	Зона сапробності	Клас якості води
0,0 – 0,5	ксеносапробна	1 – дуже чиста
0,51 – 1,5	олігосапробна	II – чиста
1,51 – 2,5	β -мезосапробна	III – помірно забруднена
2,51–3,5	α -мезосапробна	IV – забруднена
3,51–4,0	полісапробна	V – брудна

Найбруднішою зоною вважається полісапробна. Також вона ідентифікується низьким вмістом розчиненого кисню, що повністю витрачається внаслідок процесів деструкції органічних речовин.

Мезосапробна зона характеризується меншим рівнем забруднення, відповідно до якого використовують поділ на α – і β -мезосапробну ділянки, α - мезосапробна зона ідентифікується за перебігом процесу розпаду органічних сполук за умови наявності кисню. У результаті проходження даного процесу відбувається виділення метану. Причиною виникнення даної зони є дія неочищених скидів підприємств різних галузей народного господарства. Також α -мезосапробні ділянки характерні для заболочених водних об'єктів.

Меншими концентраціями недоокислених сполук азоту, сірководню та вищим вмістом розчиненого у воді кисню характеризується β -мезосапробна зона. Для даної ділянки водного об'єкта характерним є процес евтрофікації через посилений розвиток фітопланктону в умовах високого насичення води киснем.

Невисокий вміст органічного забруднення характерний для олігосапробної зони водойми. Вода у таких ділянках насичена киснем, переважають сполуки

нітратного азоту. Найпоширенішими видами водоростей олігосапробної зони є діатомові, також наявні ракоподібні, молюски та риби. Процес евтрофікації не характерний для даної зони водойм. Олігосапробна зона ідентифікується у великих озерах.

Найчистіша вода міститься у ксеносапробних зонах водойм. Вона характеризується невисоким вмістом мінеральних речовин та наявністю невеликої кількості водних організмів. Ксеносапробна зона ідентифікується у майже незмінених господарською діяльністю водах мінеральних джерел, високогірних струмків та озер.

Певні види гідробіонтів здатні існувати лише у конкретній зоні сапробності. Відповідно до цього кожному організму умовно надається індекс індикаторної сапробності. З використанням даної інформації за наявності або відсутності живих організмів у певній водоймі можна оцінити її сапробність.

Найпростішою методикою для визначення якості води у водоймах будь-яких типів з різним рівнем забруднення є розрахунок біотичного індексу Майєра. Метод ґрунтується на тому положенні, що різні групи донних безхребетних мешкають у водоймах з різним ступенем забруднення [35].

Для визначення якості води у водних об'єктах з використанням показників структурних характеристик представників зообентосу використовують біотичний індекс Вудівісса [36]. Даний показник враховує різноманіття видів-індикаторів. Одним з біоіндикаційних методів дослідження зообентосу є визначення олігохетного індексу Гуднайта-Уітлея. Використанням даного методу дозволяє визначити відсоткове співвідношення кількості олігохет до усієї чисельності представників зообентосу [37]. Визначення зони сапробності водного об'єкта у відповідності до розрахованого індексу проводять згідно табл. 1.2.

Таблиця 1.2 – Визначення зони сапробності водного об'єкта за індексом Гуднайта-Уітлея

Індекс Гуднайта-Уітлея	Зона сапробності
до 30,0	ксеносапробна
30,0-60,0	олігосапробна
61,0-70,0	бета-мезосапробна
71,0-80,0	альфа-мезосапробна
>80,0	полісапробна

Одну з модифікацій олігохетного індексу визначив Пареле. Згідно його трактування індекс розраховують як відношення чисельності олігохет родини тубіфіцид до сумарної чисельності усіх олігохет [38].

Однією з модифікацій методу Пантле-Букка є оцінка якості водних об'єктів згідно спрощеного методу Ніколаєва [39]. Алгоритм методу містить наступні етапи: кількість виявлених видів-індикаторів сапробності необхідно перемножити на значимість кожного з них, а потім, згідно отриманих результатів, вибрати клас якості води, що набрав максимальну кількість балів. Згідно методу Ніколаєва оцінку класу якості води здійснюють відповідно до табл. Б.1 (Додаток Б).

Серед макрофітів розрізняють індикаторів забруднених (група С), чистих (група А) та помірно забруднених (група В) водойм. Групування видів-індикаторів за рівнем забруднення водойми наведено в табл. В.1 (Додаток В).

Оцінка екологічного стану водойми містить декілька етапів. На першому етапі визначається кількість видів кожної групи. Розрахунок проводиться як для збірних груп, так і для окремих видів-макрофітів за наступною формулою:

$$I_m = A \times 5 + B \times 2 + C \times 1,$$

де А, В, С – чисельність видів кожної групи індикаторних організмів.

Екологічний стан водойми оцінюють за розрахованим значенням. Якщо модифікований індекс Майєра $I_m > 25$, вода вважається чистою та належить до I-II класу якості. Якщо значення індексу у межах $15 < I_m < 25$, то вода помірно забруднена III класу якості. Якщо $I_m < 15$, вода вважається брудною та належить до IV-V класу якості води.

Перевагою даного методу оцінки якості води є простота та висока швидкість проведення оцінки.

Набула широкого використання методика оцінки, розроблена Інститутом гідробіології НАНУ (Додаток Г, табл. Г. 1). Для дослідження послуговуються набором показників, що містить кількісні характеристики бентосу, перифітону, планктону та інших гідробіонтів. Дана методика призначена, в першу чергу, для проведення гідроекологічного моніторингу [40]. Вона дозволяє оцінити вплив забруднення водного об'єкту на життєдіяльність водних організмів, визначити ступінь трофності водного середовища.

1.4.3 Оцінка екологічного стану водойми за макрофітами

Перевагою здійснення оцінки екологічного стану водойми за макрофітами є зручність та невисока складність проведення дослідження. Ця група гідробіонтів характеризується високою реакцією на зміни умов існування, добре реагує на зміни трофності водойми, динаміку гідрологічного режиму, забруднення токсичними речовинами.

Використання даного матеріалу для дослідження дозволяє проводити швидку експрес-оцінку стану забруднення водного середовища. Проведення оцінки екологічного стану водойми за макрофітами здійснюється у декілька етапів. Спочатку проводять оцінку видового різноманіття макрофітів. Потім визначають проективне покриття кожного виду водних організмів, ідентифікують окремі види індикаторних груп організмів. На заключному етапі проводять визначення просторового розподілу видів макрофітів.

Розрізняють дві екологічні групи макрофітів [41]: гело- та гідрофіти.

Гелофіти займають прибережну ділянку водного об'єкта, а також ділянки мілководдя. До них належать такі види, як очерет; рогіз та ін. Повітряно-водні рослини характеризуються тим, що їх корені занурені у товщу води, а стебло розміщене у повітрі.

Гідрофіти найчастіше зустрічаються у воді озер та заток з невисокою швидкістю течії. Це рослини, листя яких знаходиться на поверхні водного дзеркала, а коріння розташоване у товщі води.

Отже, макрофіти з плаваючими на поверхні води листками мають найвищу реакцію на зміни забруднення водного середовища, а тому служать надійними біоіндикаторами екологічного стану водойми.

За особливостями просторового розподілу фітоценозів можна визначити характерні екологічні зміни, що відбуваються у водному об'єкті. Даний розподіл формується унаслідок комплексної дії багатьох чинників.

Розрізняють чотири пояси макрофітів [42]. Розглянемо характерні риси, притаманні кожному з них. Перший пояс розташований на березі водного об'єкта та у прибережній зоні. Його формують гелофіти з невеликою висотою. Серед них зустрічаються такі види, як: осока, хвощ, стрілолист. Другий пояс зазвичай формують високі гелофіти. Вони займають ділянки, що мають глибину не більше 50 см. До них належать наступні види: очерет, рогоза та ін. Третій пояс формують гідрофіти, що розташовуються на глибинах 0,5-1,5 м. Він складається переважно з таких видів макрофітів, як: латаття, водяний горіх, глечики.

Четвертий пояс формують занурені у воду макрофіти. Він характерний для глибин у 0,5-2,5 м. Представниками даного поясу є елодея, рдесник та ін. У разі посиленого забруднення поліутантами з'являються водопериця та кушир. Для чистих озер з глибинами до 8-10 м характерні такі види занурених макрофітів як: молодильник, харові водорості та ін. Екологічний профіль водойми з характерними видами макрофітів для кожного поясу наведено на рис. 1.2.

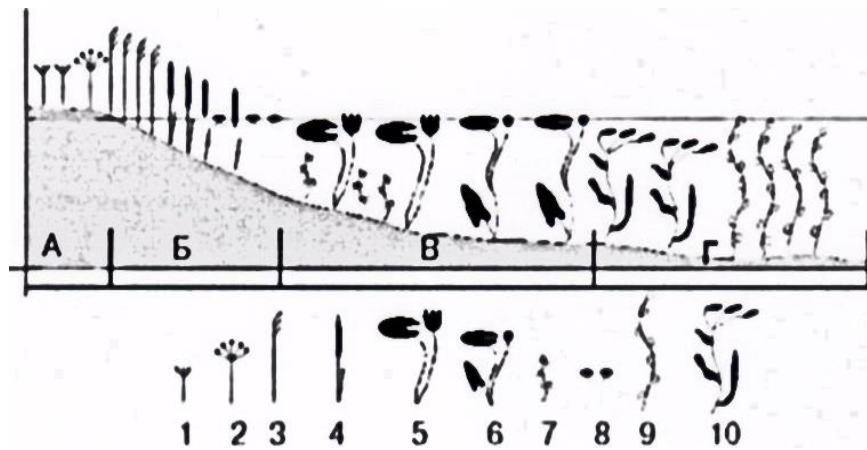


Рис. 1.2 – Екологічний профіль водойми та характерні види макрофітів, притаманні для кожного поясу.

Характерні види макрофітів, притаманні для кожного поясу: А – пояс низькорослих повітряно-водних рослин; Б – пояс високорослих повітряно-водних рослин; В – пояс рослин з плаваючими листками; Г – пояс занурених макрофітів; 1 – осоки, 2 – сусак зонтичний, 3 – очерет звичайний, 4 – рогіз вузьколистий, 5 – латаття біле, 6 – глечики жовті, 7 – кушир занурений, 8 – ряски, 9 – рдесник пронизанолистий, 10 – рдесник блискучий.

Дані ділянки характеризуються відсутністю або невисоким розвитком поясу низькорослих та високорослих макрофітів, що розміщений у прибережній частині водного об'єкта. Рослинам притаманний пригнічений стан, заростання берегової лінії не відбувається. На зміну цим ділянкам нижче за течією води розвиваються зарості рослин, які, найчастіше не характерні для прибережного поясу водойми. Серед них зустрічаються очерет, кушир, ряски.

Високий рівень толерантності певних видів макрофітів унеможливлюють їх використання в якості індикаторів при проведенні біоіндикаційних досліджень. Здатність до екологічної пластичності (ЕП) виявляється у більшості груп водних рослин і надає їм можливості існувати навіть у досить забрудненій екосистемі. Серед видів рослин розрізняють наступні біоіндикатори екологічних умов: індикатори реофільних та лімnofільних умов, індикатори заболочування та засолення водного середовища, індикатори трофності.

Розміщення та функціонування гідроспоруд у межах водного об'єкта призводить до змін водної екосистеми.

Залежно від кількості біологічної продукції, що утворюється в результаті процесів життєдіяльності водних організмів, водні об'єкти прийнято поділяти за рівнем трофності [43]. При визначенні даного показника також послуговуються такими показниками, як: вміст органічних та біогенних сполук, кількість хлорофілу у складі гідробіонтів, чисельність та біомаса фітопланктону. Залежно від показника трофності водні об'єкти прийнято кваліфікувати на: оліго-, мезо- та евтрофні екосистеми. Розглянемо дану класифікацію більш детально.

До оліготрофних об'єктів належать переважно чисті, не змінені господарською діяльністю людини річки та озера.

Для евтрофного водного об'єкта характерні наступні особливості: високий вміст зв'язаних у воді речовин, низький вміст розчиненого кисню, можлива задуха гідробіонтів. Також іноді розрізняють цистрофні водойми, що характеризуються низьким рівнем біологічної продуктивності через невисокий вміст органічних елементів, необхідних для здійснення процесу фотосинтезу

Більшість водних об'єктів характеризуються як мезо-евтрофні та евтрофні. Види-індикатори для водойм різної трофності наведені у табл. 1.3.

Таблиця 1.3 – Макрофіти – індикатори трофічного статусу водойм

Трофічний статус водойми	Макрофіти-індикатори
Оліготрофний	Водопериця черговоквіткова, молодильник озерний, рдесник альпійський, харові водорості.
Оліго-мезотрофний	Рдесники гостролистий, злаколистий волосовидний. фонтиналіс протипожежний.
Мезотрофний	Рдесники сплюснутий, пронизанолистий, хвощ річковий, водопериця кільчаста, елодея канадська, стрілолист стрілолистий, гірчак земноводний, їжача голівка пряма, глечики жовті, кушир напівзанурений.

Продовження таблиці 1.3

Трофічний статус водойми	Макрофіти-індикатори
Мезо-евтрофний	Куга озерна, водяний жовтець плаваючий, лепешняк плаваючий. наяда морська, рдесники сплюснутий. кучерявий, блискучий, туполистий, водяний горіх плаваючий, ряска триборозенчаста.
Евтрофний	Водяний жовтець фенхелевидний, кушир занурений. водопериця колосиста, рдесник гребінчастий, латаття біле, вольфія безкоренева, пухирник звичайний. жабурник звичайний, сальвінія плаваюча, ряска мала, спіродела багатокоренева.

Аналізуючи дану таблицю можна підтвердити високу толерантність більшості видів макрофітів. Ця властивість водних організмів дозволяє їм існувати у помірно забрудненій водній екосистемі, що характеризується мезотрофністю. Невелика кількість видів притаманна для найчистішого водного середовища, що ідентифікується як оліготрофне,

Біоіндикаційну оцінку екологічного стану водойми за макрофітами можна здійснювати двома способами [44]. Перший підхід потребує інформації про наявні види-індикатори водного об'єкта. Другий спосіб вимагає даних щодо просторового розподілу біоіндикаторів у екологічному профілі водойми.

Проведення біоіндикаційного дослідження першим способом вимагає встановлення переліку усіх видів рослин-індикаторів у водному, що характерні для даного водного об'єкта. На першому етапі проводять вибір ділянок з характерними для даної екосистеми біотопами. При проведенні дослідження річки особливу увагу звертають на видове різноманіття у затоках та плесах.

Серед загальної кількості рослин, що були знайдені під час обстеження водойми проводять встановлення видів-індикаторів та груп макрофітів. Визначення рівня забруднення водойми та зміни класу якості води водного об'єкта здійснюється за макрофітним індексом.

Дана методика дозволяє провести біоіндикаційну оцінку стану водного середовища, що зазнає значних змін внаслідок надходження зі стічними водами органічних біогенних сполук з урахуванням трофічного стану досліджуваного об'єкта. Згідно даної методики види-індикатори об'єднуються у сім категорій у відповідності з реакцією на вплив забруднюючих речовин. Макрофітний індекс визначається з використання спеціальної табл. В.2 (Додаток В).

1.4.4 Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрозообентосу

До основних видів-індикаторів забруднення водного середовища належать представники макрозообентосу наступних класів: олігохети, п'явки, ракоподібні, комахи, молюски – двостулкові і черевоногі.

Серед основних методів виділяють ті, що потребують визначення видового різноманіття, просторових характеристик угруповань та характеристик таксонів всередині кожного виду. До них належать: метод Майєра та метод Вудівісса.

Для визначення екологічного стану водного середовища встановлюють наявність окремих видів макробезхребетних. Перевагою їх використання у якості біоіндикаторів є значна поширеність у всій товщі води. Залежно від здатності пристосовуватися до певного виду забруднення макрозообентос поділяють на декілька груп. До першої групи належать ті індикатори, що проявляють чутливість до різного роду забруднення.

Найпростішою методикою для визначення якості води у водоймах будь-яких типів з різним рівнем забруднення є розрахунок біотичного індексу Майєра. Метод ґрунтується на тому положенні, що різні групи донних безхребетних мешкають у водоймах з різним ступенем забруднення. Залежно від рівня забруднення водного середовища індикатори-гідробіонти поділяють на представників чистого, помірно забрудненого й забрудненого водного об'єкта (Додаток Д, табл. Д. 1).

Визначення якості води згідно методу Майєра ґрунтується на виконанні

наступного алгоритму дослідження. Спочатку у відібраних пробах води ідентифікують види-індикатори. Для представників забрудненого водного середовища їх кількість домножують на коефіцієнт, рівний одиниці. Для видів, що мешкають у помірно забрудненому водному середовищі їх кількість домножують на коефіцієнт, рівний двом. Для індикаторів чистих вод використовують коефіцієнт, рівний трьом. Потім підсумовують отримані значення, (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Визначення рівня забруднення та класу якості води згідно методу Майєра

Сума балів	Клас якості води
>22	I – дуже чиста
17-21	II – чиста
11-16	III – помірно забруднена
<11	IV-V – брудна

Перевагою даного методу є простота та швидкість отримання результатів. Недоліком є невисока точність, але регулярний відбір проб води та проведення дослідження стану забруднення дозволяють визначати динаміку зміни екологічного стану водного середовища.

Алгоритм проведення дослідження містить наступні кроки: оцінка кількості видів у відібраній пробі води, встановлення видів-індикаторів забруднення водного середовища, ідентифікація балу даного показника для конкретного водного об'єкта. Бал біотичного індексу встановлюють для кожного виду-індикатора за табл. Д.2 (Додаток Д).

Значення індекса Вудівісса вимірюється в балах від 0 до 15. Рівень забруднення водойми на основі бальної характеристики табл. 1.5.

Таблиця 1.5 – Визначення рівня забруднення водойми за значенням індексу Вудівісса

Значення індекса Вудівісса, бали	Рівень забруднення водойми
0-2	значне
3 – 5	середнє
6-7	незначне
8 – 10	відсутнє

Для оцінки ступеню ураженості водної екосистеми токсичними компонентами використовується спосіб біотестування. В якості об'єкта-біоіндикатора використовують церіодафінію [45]. Здійснюють підрахунок кількості живих особин, визначають наявність потомства. На підставі порівняння фактичного і табличного значень критерію Ст'юдента здійснюють оцінку ступеню ураженості водного середовища токсичними сполуками.

Метод оцінки забруднення водного середовища по літореофілам призначений для встановлення невисокого рівня забруднення [46]. Характерною особливістю методу є визначення індексу забруднення невеликої річки шириною до 10 м. Літореофіли є видами організмів, що чутливі до розчиненого у воді кисню та процесів замулювання. Серед них розрізняють представників ряду комахи та п'явки. Для дослідження забруднення водойми види кожного ряду поділяють на дві групи (Додаток Д, табл. Д.3).

Для визначення індексу забруднення водного середовища по літореофілам необхідно визначити кількість видів таксонів у кожній групі. Якщо сумарна кількість таксонів по обох групах рівна п'яти або більше, то значення індексу забруднення водного середовища розраховується як відношення кількості видів однієї групи до іншої. Стан забруднення водойми встановлюють у відповідності з розрахованим індексом за табл. Д.4 (Додаток Д).

Характерною ознакою індексів якості води є порівнюваність їх значень між собою. Інколи через похибки розрахунків та недосконалість методик можливі певні невідповідності. Відповідність різних індексів якості води наведена у табл. Г.2 (Додаток Г).

Висновки до розділу 1

1. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки водної екосистеми дозволяє адекватно відображати рівень впливу техногенного середовища на водойму, враховуючи комплексний характер забруднення та явище синергізму поллютантів.

2. Гідроекологічний потенціал водного середовища встановлює допустимий антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів. Тому даний показник найбільш доцільно використовувати з метою здійснення оцінки природно – техногенної безпеки водної екосистеми.

3. Біоіндикаційна оцінка, що ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження і тому є важливим використання даних характеристик для оцінки стану водної екосистеми.

2 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

2.1 Фізико-географічні та кліматичні особливості району дослідження

Канівське водосховище – наймолодше в Дніпровському каскаді, його заповнення тривало в 1972-1976 рр. За основними морфометричними показниками водосховище відноситься до великих, рівнинних з незначними глибинами. Площа водного дзеркала складає 564 км², об'єм – 2,62 км³, довжина – 157 км, максимальна глибина 21,0 м, середня – 3,9 м. Акваторія водосховища розділена на три частини за гідроморфометричними показниками: верхня – довжиною 63 км (річкова), середня – 30 км (перехідна) та нижня – довжиною 30 км (озерна) [47].

Складність морфометрії, гідрологічного режиму, а також необхідність врахування значного антропогенного навантаження, яке здійснюється м. Києвом зумовило виділення у верхній частині Канівського водосховища – Київської ділянки -довжиною 43 км вниз за течією від греблі Київської ГЕС [48].

До чинників водного режиму, які впливають на якість води та стан верхньої частини Канівського водосховища відносять режими рівнів та витрат води, а також зумовлений ними водообмін між руслом та придатковою системою, який безпосередньо залежать від об'ємів та режимів попусків вище розташованої Київської ГЕС [49].

Значний вплив на біологічний та санітарний режими верхньої частини Канівського водосховища здійснюють Київський водозабір, гирло р. Десни, стічні води промислових та комунально-побутових підприємств (Дарницький скид, р. Либідь, Київська ТЕЦ-5, Бортницький скид) [50].

В цілому, досліджувана ділянка розташована на півночі України на межі зони мішаних лісів та лісостепової зони і характеризується помірно континентальним кліматом [51].

Надходження сонячної радіації визначається кутом падіння сонячних променів та тривалістю дня. Так, протягом року найбільший кут падіння складає

63° (22 червня-день літнього сонцестояння, триває 16 год. 27 хв.), а найменший – 16° (22 грудня – день зимнього сонцестояння, триває 8 год.) [52].

Сезонний хід сумарної сонячної радіації характеризується максимальними значеннями в червні (596 МДж/м²) та мінімальними – в грудні (58 МДж/м²). Середнє значення сумарної сонячної радіації за рік становить близько 3800 МДж/м² [53].

Важливою кліматичною характеристикою, яка відображає фізико-географічні особливості певної ділянки є середня місячна температура повітря. Так, середньорічна температура повітря за даними метеостанції м. Києва складає +8,0°C, найбільша вона в липні (+19,8°C), а найменша – в січні (-4,7°C). Абсолютний мінімум температури повітря за період 1891-2016 рр. сягав -32,9°C (11 лютого 1950 р.); абсолютний максимум становив +39,4°C (30 липня 1936 р.).

В останні 100 – 150 років температура повітря має тенденцію до підвищення. Протягом цього періоду середньорічна температура повітря підвищилася приблизно на 15 °C.

Для Києва характерним є континентальний тип річного ходу кількості опадів з максимумом влітку. Середня річна кількість опадів становить близько 641 мм. Найбільша частина атмосферних опадів випадає влітку з максимумом в липні – 81 мм. Мінімальні значення – спостерігаються в березні та жовтні (близько 40 мм). Протягом року середня кількість днів з опадами (>0,1 мм) – близько 152. Зокрема, взимку відмічається близько 47 днів з опадами, навесні – 36, влітку – 35 днів, а восени -34.

Щороку утворюється сніговий покрив, максимальна висота якого зазвичай спостерігається в лютому (17-18 см), а тривалість періоду зі сніговим покривом становить близько 44 днів за рік, та може коливатися від 41 (2006 – 2007 рр.) до 121 (2012-2013 рр.) [54].

Середньорічна загальна хмарність – 6,4 бали, максимум припадає на грудень (8,2), мінімум – на серпень (4,8). Середня вологість повітря – від 64% (травень) до 85% (листопад).

Найбільшу повторюваність мають вітри із заходу, насамперед – восени.

Західні вітри, зазвичай приносять атмосферні опади, підвищення температури взимку та її деяке зниження влітку. Середньорічна швидкість вітру складає 2,4 м/с. Найбільша вона у січні-лютому (2,8-2,9 м/с), найменша – серпні (2,0 м/с). Протягом доби найбільша швидкість вітру, як правило, спостерігається після полудня, найменша – вранці. Заданими метеорологічних спостережень протягом 2017 р. у м. Києві середня швидкість вітру склала 3,3 м/с. Переважаючими напрямками вітру були південно- західний (382 год.), західний (361 год.), східний та північно-східний, які характеризувалися швидкістю від 4-5 м/с до 1,5-3 м/с.

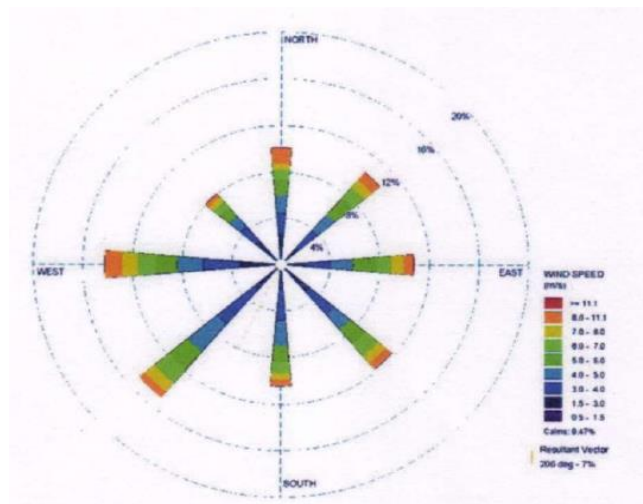


Рисунок 2.1 – Середньорічна роза вітрів у м. Києві у 2017 році

Для помірних широт характерні чітко виражені основні кліматичні сезони. При цьому в районі Києва початок та кінець сезонів не збігається з календарним поділом. Кліматична зима характеризується як тривала (близько 105 днів), але відносно тепла. Згідно багаторічних спостережень стійке середньодобове зниження температури нижче 0°C розпочинається після 20-х чисел листопада, а підвищення – після 10-х чисел березня. При цьому в аномально теплі зими закінчення сезону може відбуватися в другій декаді січня, а в аномально холодні – на початку квітня. Середня температура повітря за кліматичну зиму становить -3,6°C та може коливатися від -9,7°C до +0,8°C.

Найкоротший період року – весна – стійкий перехід від 0 до + 15,0°C. У

м. Києві кліматична весна настає на початку другої декади березня, коли середньодобова температура регулярно перевищує 0°C . Початок теплого періоду весни настає з переходом середньої добової температури через $+5,0^{\circ}\text{C}$ (початок квітня). Середня температура повітря за сезон становить $+8,4^{\circ}\text{C}$ і, в залежності від процесів сніготанення та випадіння короточасних снігових опадів, може змінюватись від $+3,5$ до $+11,3^{\circ}\text{C}$. Закінчення весняного сезону відбувається в середині травня та може коливатися від 22 квітня (аномально тепла весна) до 19 червня (аномально холодна). В цілому, у Києві тривалість кліматичної весни близько 64 днів.

Кліматичне літо обмежене датами стійкого переходу середньодобової температури повітря через $+15,0^{\circ}\text{C}$ у бік підвищення навесні та зниження восени. У формуванні погодних умов у літній сезон домінує радіаційний фактор, що пов'язано з найбільшою висотою Сонця над горизонтом і найбільшою тривалістю дня та великими сумами сонячної радіації. За термічними ознаками літо може бути аномально теплим або холодним, а з строками настання та завершення сезону – тривалим або коротким. В цілому, аномально тепле літо характеризується високою температурою повітря, майже повною відсутністю опадів та найбільшою тривалістю, тоді як аномально холодне – низьким температурним фоном, частими опадами, незначною тривалістю. У Києві початок літнього сезону спостерігається із середини травня, а кінець – в 10-х числах вересня. Початок кліматичного літа може наставати з 20-х чисел квітня та тривати аж до початку жовтня. Середньомісячна температура повітря влітку становить $+18,8^{\circ}\text{C}$ та залежно від року може змінюватись від $+16,5^{\circ}\text{C}$ до $21,5^{\circ}\text{C}$. Максимальні денні температури повітря ($+30^{\circ}\text{C}$ і вище) відмічаються у червні-серпні та можуть досягати $+39,4^{\circ}\text{C}$ в тіні. В середньому кліматичне літо в Києві триває близько 119 днів [55].

Початком кліматичної осені вважається стійкий перехід середньодобової температури повітря через $+15,0^{\circ}\text{C}$ в сторону її зниження. В осінній сезон зменшуються показники радіаційного балансу і сумарної радіації, посилюється вплив атмосферної циркуляції. Перша половина осені зазвичай

суха та тепла (особливо вересень). Похмура дощова погода настає в кінці жовтня з можливим першим мокрим снігом. В листопаді (дуже рідко в жовтні) можливе становлення тимчасового снігового покриву. Початок осіннього сезону в Києві спостерігається в першій декаді вересня та триває до третьої декади листопада [51]. Середня температура повітря за осінній сезон становить $+7,6^{\circ}\text{C}$ та може коливатись від $+4,4^{\circ}\text{C}$ (аномально холодна) до $+10,7^{\circ}\text{C}$ (аномально тепла). В цілому, кліматична осінь триває близько 77 днів.

Розподіл кліматичних рекордів різних метеорологічних параметрів по стандартним кліматичним періодам підтверджує, що активні зміни клімату в Києві розпочалися з 1960-х років (табл. 2.1).

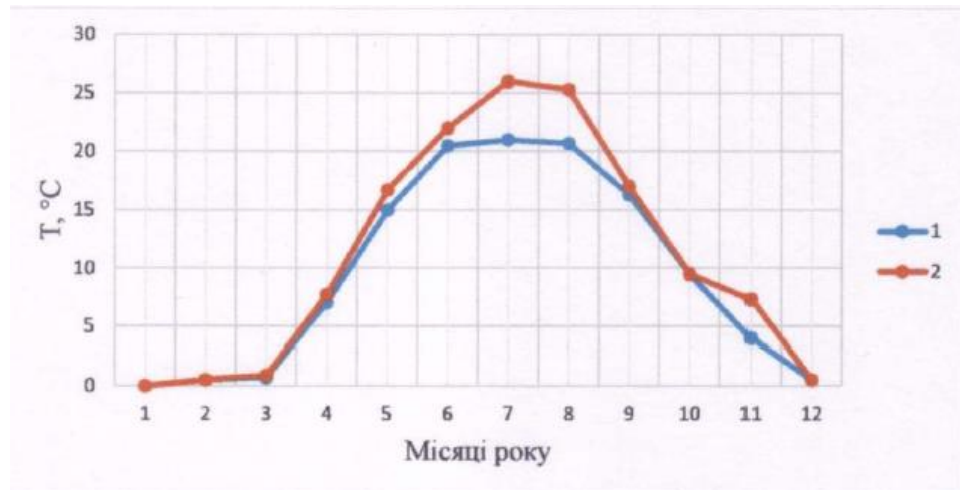
Таблиця 2.1 – Кількість рекордів по стандартним кліматичним періодам

1901-1930 pp.	1931-1960 pp.	1961-1990 pp.	1991–2017	Всього
5	6	27	12	50

У 2017 р. значні відхилення температури повітря від середніх багаторічних даних в теплий період року збільшили тривалість кліматичного літа та осені, що позначилося на термічному режимі водних мас верхньої частини Канівського водосховища.

Динаміка середньомісячних температур води верхньої частини Канівського водосховища описується одновершинною кривою з максимумом у липні. Аналіз даних за 16-річний період показав, що температура води у 2017 р. характеризувалася значними відхиленнями від середніх багаторічних даних (рис. 2.2). Варто зазначити, що середньомісячні температури води зареєстровані у зимовий-ранньовесняний періоди загалом відповідають багаторічним даним, тоді як основні статистично достовірні відмінності реєструвалися в період з квітня по листопад [56].

Зокрема, найбільші відхилення температур води від багаторічних даних встановлені для літнього періоду. Максимальна зареєстрована температура поверхневого шару води становила $28,6^{\circ}\text{C}$.



1 – 1973 – 2016 рр., 2 – 2017 р.

Рисунок 2.2 – Середньомісячна температура води верхньої частини Канівського водосховища

У осінній період значні відхилення температури води від середніх багаторічних даних встановлені для листопада, середньомісячна температура води якого згідно багаторічних даних складає 3,6°C, тоді як у 2010 р. вона становила 7,7°C.

Отже, у порівнянні з середніми багаторічними даними температура води верхньої частини Канівського водосховища у літньо-осінній період 2017 р. зросла, що вплинуло на розвиток та сезонну динаміку біотичної складової водної екосистеми.

2.2 Гідрологічна характеристика району дослідження

Водний баланс Канівського водосховища на 75% визначається стоком вище розташованого Київського водосховища, решту складає стік р. Десни, інші менші притоки (р. Стугна, р. Красна, р. Либідь, р. Трубіж) та атмосферні опади. Найбільший стік відбувається навесні (32-51%), найменший – восени (11-26%) [56].

Період водообміну Канівського водосховища не перевищує 37 діб. Найбільш інтенсивно процес водообмін відбувається у квітні-травні (близько 12

діб), решту частину року він значно менший (29-35 діб) [57].

Екологічний стан верхньої частини Канівського водосховища залежить від водного режиму – рівнів та витрат води, які зумовлюють водообмін між руслом Дніпра та придатковою мережею [58]. Значний вплив на екосистему ділянки здійснюють внутрішньодобові коливання рівня води внаслідок двох попусків на добу вище розташованої Київської ГЕС, яка значну частину року працює у піковому режимі [59]. За підвищення рівня вода із основного русла надходить у придаткову мережу, частково перемішується та на зниженні повертається у русло. В середньому водообмін між затоками р. Дніпро в межах м. Києва та русловою ділянкою відбувається протягом 2-7 діб.

Слід зазначити, що в межах 5 км від греблі Київської ГЕС у основне русло впадає р. Десна, води якої під час попусків потрапляють у Канівське водосховище та рухаються вздовж лівого берега, повністю перемішуючись із дніпровською водою на відстані близько 20-25 км від гирла р. Десни [60]

Як наслідок несприятливих гідрометеорологічних умов у зимово-весняний період можливе виникнення загрози підтоплення значних площ земель, внаслідок чого, згідно правил експлуатації, відбувається спрацювання водосховища майже до рівня мертвого об'єму [61]. Це позначається на рівневому режимі верхньої частини Канівського водосховища.

2.3 Характеристика стану водного середовища

Якість водного середовища регулюється Водним кодексом України (1995 р.) та Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» (1991 р.). Постанови КМУ №391 від 30.03.98 р. та № 1272, 1273 від 24.09.2004 р. законодавчо забезпечують діяльність суб'єктів моніторингу довкілля.

Відомі наукові підходи стосовно оцінки мутагенності об'єктів довкілля, що базуються на біоіндикації і біотестуванні, але система оцінки мутагенності водного середовища, яку б можна було покласти в основу діяльності санепідслужби в напрямку генетичного та соціально-гігієнічного моніторингу, відсутня.

Відомо, що в останні роки в Україні спостерігалось зниження обсягів промислового виробництва. Незважаючи на цю тенденцію і, відповідно до цього, зменшення скидів забруднюючих речовин у водні об'єкти, покращення стану водного середовища не відбулося. У переважній більшості міст існує понаднормативне забруднення водних ресурсів скидами промислових і комунально-побутових підприємств [4].

Загальний об'єм скидів стічних вод у 2017 р. становив 422,38 млн. м³, що на 0,43% більше, ніж у минулому році. Скиди забруднюючих речовин від комунально-побутових підприємств у 2017 році становили 408,8 млн. м³, що складає 96,78% від загального об'єму скидів забруднюючих речовин (табл. 2.2).

Внесок інших галузей народного господарства у загальний об'єм скидів: для об'єктів промисловості – 3.13%, для об'єктів сільського господарства – 0,08%.

Таблиця 2.2 – Динаміка скидів забруднюючих речовин у поверхневій воді об'єкти верхньої частини Канівського водосховища

Об'єм скидів стічних вод, млн. м ³ від	2014 рік	2015 рік	2016 рік	2017 рік
галузей народного господарства у тому числі від об'єктів:	418,87	417,71	420,57	422,38
Промисловості	12,084	11,616	12,702	13,223
сільського господарства	0,386	0,394	0,468	0,357
комунального господарства	406,4	405,7	407,4	408,8

У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Канівського водосховища значна кількість забруднюючих речовин надходить на ділянку, що розташована в межах м. Києва. У 2017 р. у даній ділянці водосховища було скинуто 366,8 млн. м³ забруднюючих речовин, що становило 86,84% від загального об'єму скинутих стічних вод (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Динаміка скидів забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища

Об'єм скидів стічних вод, млн. м ³ від	2014 рік	2015 рік	2016 рік	2017 рік
водогосподарських ділянок у тому числі розташованих.:	418,87	417,71	420,57	422,38
вище м. Києва	40,16	39,45	40,63	41,27
в межах м. Києва	364,5	363,1	365,9	366,8
нижче м. Києва	14,21	15,16	14,04	14,31

У межах м. Києва функціонує велика кількість об'єктів народного господарства, стічні води яких є джерелом забруднюючих речовин. Найбільші з них – підприємство комунального господарства – ВАТ АК “Київводоканал”, Дарницька ТЕЦ, Київська ТЕЦ-5. Забруднені стічні води надходять в основному з лівобережної частини міста, де розташована значна кількість промислових об'єктів і найбільші в басейні очисні споруди – Бортницька станція аерації (БСА).

На території правобережної частини м. Києва стічні води в основному надходять від енергетичних підприємств. За категорією ці води віднесено до “нормативно чистих без очистки”. Частка скидів забруднених зворотних вод від підприємств даної галузі промисловості складає менше 1% і з кожним роком зменшується. Це спричинено впровадженням значної кількості систем зворотного і повторного водоспоживання [62].

Широке використання в побуті та різних галузях промисловості синтетичних миючих засобів призвело до появи в стічних водах нових типів хімічних сполук [63].

Значною проблемою БСА є сучасний стан переробки та утилізації осадів стічних вод, які теж створюють загрозу забруднення каскаду дніпровських водосховищ [64].

Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин в об'ємах стічних вод, що надійшли від об'єктів галузей народного господарства у верхню частину Канівського водосховища у 2017 р. наведені у табл. 2.4.

Таблиця 2.4 – Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин у 2017р.

Галузь економіки	Об'єми стічних вод, млн. м ³	Кількість забруднюючих речовин (т) за основними блоками якості води			
		Компоненти сольового складу	Гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні показники	Важкі метали	Специфічні речовини токсичної дії
Промисловість	13,223	13387	1597,3	3,59	4,76
Сільське Господарство	0,357	185	30,36	0.045	0.004
Комунальне господарство	408,8	129180	28182,2	21,02	36,35
Разом	422,38	142752	29809.86	24,655	41,114

Висновки до розділу 2

1. Верхня частина Канівського водосховища характеризується помірно континентальним кліматом із чітко вираженими кліматичними сезонами.
2. Основний внесок у забруднення водного середовища верхньої частини Канівського водосховища належить об'єктам комунального господарства, частка стічних вод яких у 2017 році становила 96,78%.
3. У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Канівського водосховища значна кількість забруднюючих стічних вод надходить на ділянці водного об'єкта, що розташована в межах м. Києва (86,84% від загального об'єму скинутих стічних вод).
4. Основними речовинами, що забруднюють водне середовище верхньої частини Канівського водосховища є компонентами сольового складу – мінеральні речовини, сульфати і хлориди (82,69%) а також гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні показники – завислі речовини, амонійний азот, нітрати, нітрити, фосфати, ХСК, БСК_п (17,27%).
5. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Канівського водосховища дозволить встановити характер та інтенсивність забруднення водного середовища за зміною основних характеристик розвитку фітопланктону.

3 ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

3.1 Вибір та характеристика досліджуваних ділянок

Об'єктом дослідження була обрана верхня частина Канівського водосховища довжиною 43 км вниз за течією від греблі Київської ГЕС. З точки зору забруднення водного середовища ця ділянка водного об'єкта знаходиться під впливом значного антропогенного навантаження, яке, в першу чергу, здійснюється м. Києвом.

Характерною рисою району дослідження є найбільші промислові та комунально-побутові об'єкти столиці України – Бортницька станція аерації. Київська теплоелектроцентраль №5, Деснянська та Дніпровська водопровідні станції. Також значний вплив на екологічний стан ділянки водного об'єкта здійснюють радіоактивно забруднені води р. Прип'ять, скиди р. Десна та р. Либідь, очисні споруди м. Вишгород, Дарницький скид промислових стічних вод. У структурі народного господарства найбільші об'єми води використовують потужні об'єкти промислового господарства, значно менший об'єм прісної води використовують об'єкти комунального господарства та аграрного комплексу (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Використання води серед галузей економіки у верхній частині Канівського водосховища у 2017 р.

Галузь економіки	Використано прісної води, млн.м ³				
	Всього	в тому числі на потреби			
		господарсько питні	виробничі	зрошення	с/г водо постачання
Промисловість	1144,5	10,04	1134	0,00	0,462
Сільське господарство	53,48	0,761	12,75	1,528	38,44
Комунальне господарство	299,93	271,2	28,71	0,001	0,023
Разом	1497,91	282	1175,46	1,529	38,925

Аналізуючи використання води на різні потреби у верхній частині Канівського водосховища по галузях економіки у 2017 р. можна зробити висновок, що на частку об'єктів промислово господарства припадає близько 75% від загального об'єму забраної води. Системи зворотного і повторного водопостачання на підприємствах дозволяють більш раціонально використовувати водні ресурси. У структурі даної галузі найбільші об'єми води використовують на промислове виробництво (99 %) і лише 1 % об'єму води витрачають на господарсько-питні потреби.

На частку об'єктів комунального господарства припадає близько 20% від загального об'єму забраної прісної води. У структурі даної галузі економіки найбільші об'єми води використовують на господарсько-питні потреби (90 %), решта об'єму ресурсів використовується на задоволення виробничих потреб (10%). У даний час лише незначна частка забраної води (3,5%) верхньої частини Канівського водосховища слугує ресурсом для функціонування агропромислового комплексу. У структурі даної галузі вода використовується переважно для потреб водопостачання та риборозведення (72%). Друге місце за об'ємом забраної води належить сфері виробництва (24%). Для потреб зрошення угідь сільськогосподарських культур використовується близько 3% об'єму забраної води у даній галузі. Близько 1% забезпечує господарсько-питні потреби.

У динаміці узагальнених показники скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища спостерігається тенденція до зменшення об'єму стоків, (табл. 3.2).

Аналізуючи статистичні дані за шістнадцятирічний період можна стверджувати, що, починаючи з 2001 року поступово зменшується загальний об'єм скидів зворотних вод. Варто зазначити, що у 1995 р. загальний об'єм скидів зворотних вод був найбільший і становив 2054 млн. м³, що у 4 рази більше, ніж у 1990 р. Станом на 2017 р. загальний об'єм скидів зворотних вод становив 1443 млн. м³ що близько у 3 рази більше, ніж у 1990 р. В об'ємі забруднених зворотних вод 1995 року у 2017р. їх кількість складала 70%.

Таблиця 3.2 – Динаміка узагальнених показників скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища

Рік	Об'єм скидів зворотних вод, млн, м ³				
	всього	у тому числі			
		без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних
1990	497	6	57	318	116
1995	2054	33	575	1396	50
1997	1739	38	547	1110	45
2001	1830	26,72	75,4	1238	489,8
2004	1698	26,72	475	1166	30,38
2014	1600	26,87	378,7	1168	25,94
2015	1523	26,77	319,6	1163	13,63
2016	1498	25,56	301,86	1154	16,88
2017	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Динаміка узагальнених показників скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища наочно представлена на рис. 3.1. Найбільший об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища у 2017 р. надійшов від промислових підприємств, менша кількість стоків зворотних вод була скинута комунальними підприємствами та об'єктами аграрного сектору економіки (табл. 3.3).

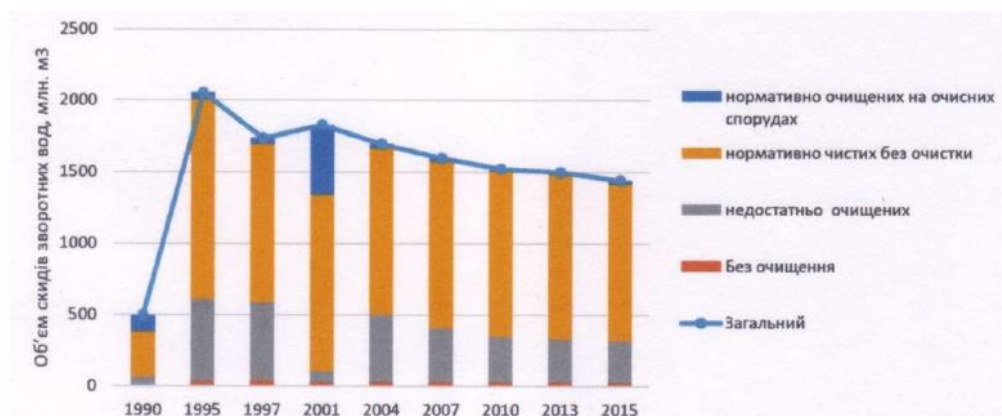


Рисунок 3.1 – Динаміка узагальнених показники скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища

Аналізуючи статистичні дані можна стверджувати, що, об'єм стоків

забруднених зворотних вод скинутих об'єктами комунального господарства у 2017 р. становив 318,39 млн. м³, або 99,33 % від загального об'єму забруднених вод, що надійшов у водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища.

Таблиця 3.3 – Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища серед галузей економіки у 2017 р.

Галузь економіки	Об'єм скидів зворотних вод, млн. м ³				
	всього	у тому числі			
		без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних спорудах
Промисловість	1050,6	0,5	1,628	1034	14,56
Сільське господарство	63,48	-	0,022	63,09	0,366
Комунальне господарство	328,83	23,16	295,23	0,91	9,528
Разом	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Найбільший об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища у 2017 р. надійшов від об'єктів, що розташовані в межах м. Києва, менша кількість стоків зворотних вод була скинута об'єктами нижче та вище міста (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища по ділянкам водосховища у 2017 р.

Ділянка водосховища	Об'єм скидів зворотних вод, млн. м ³				
	всього	у тому числі			
		без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних спорудах
Вище м. Києва	84,21	0,062	30,09	43,3	10,76
В межах м.	846,11	23,17	265,3	556,1	1,54
Нижче м.	512,68	0,428	1,49	498,6	12,16
Разом	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Аналізуючи об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища по ділянках водосховища у 2017 р. можна зробити висновок, що значна частина (59 %) об'єму скидів зворотних вод формується в межах м. Києва (рис. 3.2). У структурі скиду частка недостатньо очищених стоків складає близько 31%, без очищення залишається 3% загального об'єму скидів зворотних вод наданій ділянці. Значний об'єм забруднених зворотних вод надходить переважно від об'єктів комунального господарства, серед яких найбільше – “Київводоканал”.

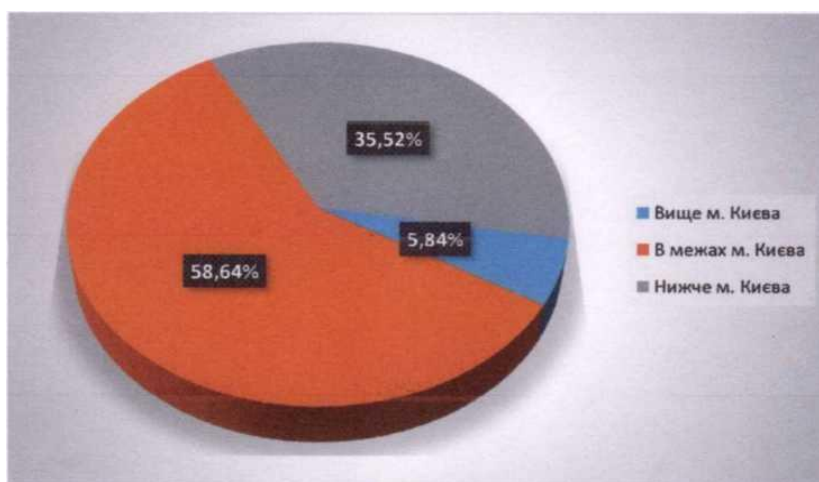


Рисунок 3.2 – Розподіл скидів зворотних вод за ділянками водосховища

Нижче м. Києва об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища у 2017 р. становив близько 36% від загального об'єму скидів зворотних вод. У структурі скиду частка забруднених стоків складає менше 1%.

Вище м. Києва формується незначна частина (близько 5%) об'єму стоків зворотних вод. Варто зазначити, що близько 36% даного об'єму стоків складають забруднені зворотні води. Основним джерелом забруднення води є підприємства, що розташовані в басейні р. Десни, стічні води яких разом зі стоком річки надходять в Канівське водосховище.

Найбільшими з них є Чернігівська ТЕЦ, Чернігівське “Хімволокно”, “Чернігівводоканал”, водоканали і підприємства комунального господарства

середніх і малих міст [65]. Разом зі стічними водами у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища надходять забруднюючі речовини, які є основним чинником формування кількісних показників якості води у водосховищі.

Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (за компонентами сольового складу та гідрофізичні), що надійшли у 2017 р. з об'ємом стічних вод у поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Канівського водосховища галузями економіки наведені у табл. 3.5.

Аналізуючи скиди найбільша частка поллютантів у 2017 р. надійшла від об'єктів комунального господарства (90% від загального вмісту скидів мінеральних речовин, 87% загального вмісту сульфатів, 93% хлоридів, 95% завислих речовин).

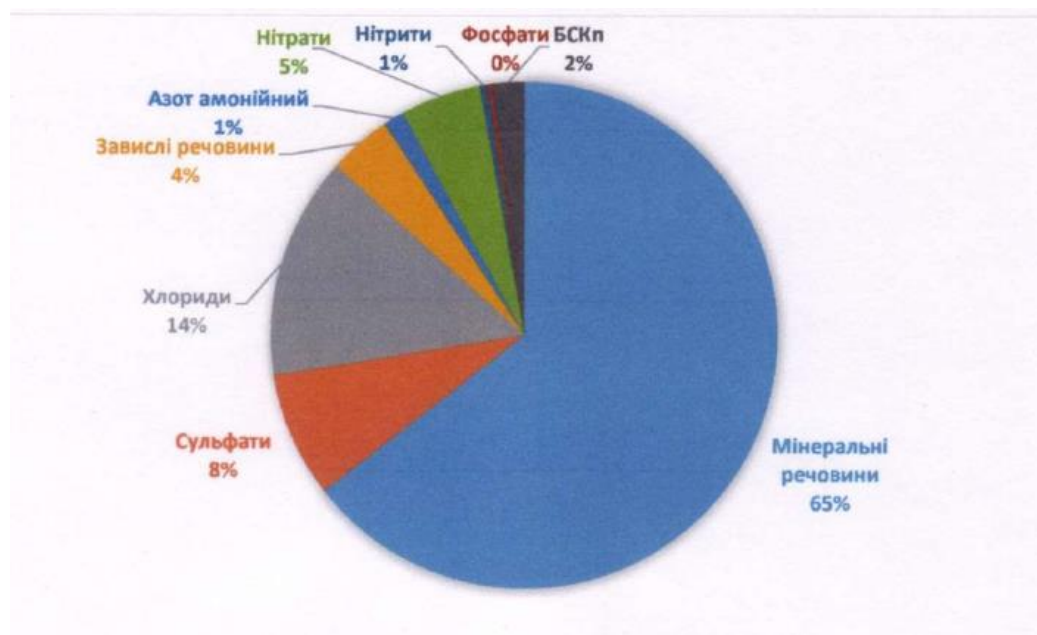


Рисунок 3.3 – Скиди основних забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища в 2017 р., %

Промисловими підприємствами у водний об'єкт було скинуто – 9% сухого залишку, 13% сульфатів, близько 7% хлоридів, 5% завислих речовин від загальної кількості поллютантів.

Таблиця 3.5 – Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (за компонентами сольового складу та гідрофізичні) галузями економіки у 2017 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т			
	компоненти сольового складу			Гідрофізичні
	сухий залишок	сульфати	хлориди	завислі
Промисловість	10070	1706	1611	318
Сільське господарство	169	9,0	7,0	4,0
Комунальне господарство	95940	11420	21820	6276
Разом	106179	13135	23438	6598

Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (біогенні та гідрохімічні), що надійшли у 2017 р. з об'ємом стічних воду поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Канівського водосховища галузями економіки наведені у табл. 3.6.

Таблиця 3.6 – Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (біогенні та гідрохімічні) галузями економіки у 2017 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т					
	біогенні та гідрохімічні					
	амонійний азот	нітрати	нітрити	фосфати	ХСК	БСКп
Промисловість	54,0	139	3,0	17,32	880	186
Сільське господарство	1,0	2,0	-	0,358	16,0	7,0
Комунальне господарство	2172	8305	796	523,2	6901	3209
Разом	2227	8446	799	540.88	7797	3402

Аналізуючи скиди забруднюючих речовин за біогенними та гідрохімічними показниками можна стверджувати, що найбільшими забруднювачами водного середовища за даними показниками є об'єкти комунального господарства. Даніми підприємствами у водний об'єкт було скинуто: 96% від загального скиду азоту амонійного, 98% нітратів, 99% нітритів,

97% фосфатів, 94% легкоокиснюваних органічних забруднень.

Узагальнені показники скидів важких металів в поверхневих водах частини Канівського водосховища галузями економіки наведені у табл. 3.7.

Таблиця 3.7 – Узагальнені показники скидів важких металів галузями економіки у 2017 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т					
	важкі метали					
	Залізо	мідь	цинк	алюміній	нікель	хром
Промисловість	3,468	0,003	-	-	-	0.12
Сільське господарство	0,045	-	-	-	-	-
Комунальне господарство	12,62	1,755	0,250	5,588	0,412	0,395
Разом	16,133	1,758	0,250	5,588	0,412	0,515

Невеликий вміст заліза та хрому зі стічними водами надійшов від промислових підприємств.

Узагальнені показники забруднюючих речовин за вмістом специфічних речовин токсичної дії, що надійшли у 2017 р. у поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Канівського водосховища галузями економіки наведені у табл. 3.8.

Таблиця 3.8 – Узагальнені показники скидів специфічних речовин токсичної дії галузями економіки у 2017 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т			
	специфічні речовини токсичної дії			
	нафтопродукти	феноли	СПАР	жири і масла
Промисловість	2,033	0,010	1,193	1,523
Сільське господарство	-	-	0,004	-
Комунальне господарство	14,47	-	21,88	-
Разом	16,503	0,010	23,077	1,523

Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин, що надійшли в об'ємах стічних вод у водні об'єкти Канівського водосховища у 2017 р. наведені у табл. 3.9.

Таблиця 3.9 – Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин по ділянкам Канівського водосховища у 2017 р.

Ділянка водосховища	Об'єми стічних вод, млн. м ³	Кількість забруднюючих речовин за основними блоками			
		Компоненти сольового складу	Гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні	Важкі метали	Специфічні речовини токсичної
Вище м. Києва	41,27	27822	3961,4	13,62	2,40
В межах м.	366,8	100139	23706,7	6,886	34,55
Нижче м. Києва	14,31	9915	1205,3	1,853	2,69
Разом	422,38	137876	28873,4	22,359	39,64

Аналізуючи кількість забруднюючих речовин: значна частина (74,27%) забруднюючих речовин надходить з території м. Києва (рис. 3.4). У структурі скиду частка компонентів сольового складу складає близько 80,83%, за гідрофізичними, біогенними та гідрохімічними показниками становить 19,13%, частка важких металів та специфічних речовин токсичної дії складає менше 1% від загальної кількості скинутих забруднюючих речовин.

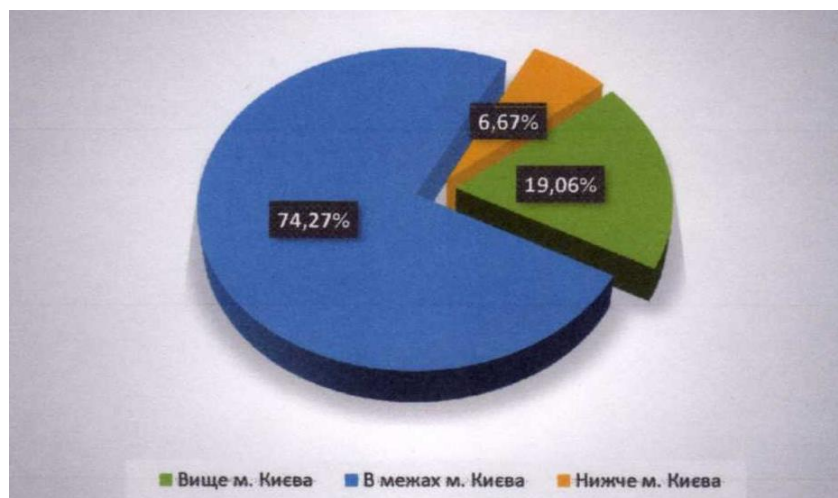


Рисунок 3.4 – Розподіл скидів забруднюючих речовин за ділянками водосховища

Нижче м. Києва у поверхневій водній об'єкті верхньої частини Канівського водосховища надходить 11124,84 т забруднюючих речовин (6,67%). У структурі скиду частка компонентів сольового складу складає близько 89,12%, частка забруднюючих речовин за гідрофізичними, біогенними та гідрохімічними показниками становить 10,83%, частка важких металів та специфічних речовин токсичної дії складає менше 1% від загальної кількості скинутих забруднюючих речовин.

Гідрохімічні спостереження забруднення водного середовища у верхній частині Канівського водосховища, які щорічно виконують гідрометеорологічні організації Державної служби України з надзвичайних ситуацій, у 2017 р. зафіксували перевищення максимально-разових концентрацій для наступних забруднюючих речовин: нафтопродукти – 6-8 ГДК, азот амонійний – 1-9 ГДК, азот нітритний – 7 ГДК, азот нітритний – 11 ГДК, феноли – 1-6 ГДК, манган – 10 ГДК. Також гідрохімічні спостереження вказують на перевищення середньорічних концентрацій для наступних забруднюючих речовин: нафтопродукти – 2 ГДК, азот амонійний – 1-2 ГДК, азот нітритний – 3 ГДК, феноли – 1-5 ГДК, цинк – 1-3 ГДК, манган – 1-8 ГДК, мідь – 1-10 ГДК [66].

У верхній частині Канівського водосховища було виділено три різні за видом техногенного навантаження ділянки: вище і нижче м. Києва та в межах міста. На території кожної ділянки водного об'єкта відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. Всього у 2017 р. було відібрано та проаналізовано 94 проби води, проби відбирались щомісячно.

Ділянка 1. Розташована вище м. Києва. Відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. У межах даної ділянки у водосховище впадає р. Десна. Вище м. Києва формується незначна частина (близько 5%) об'єму стоків зворотних вод. Варто зазначити, що близько 36% даного об'єму стоків складають забруднені зворотні води. Основним джерелом забруднення води є підприємства, що розташовані в басейні р. Десни,

стічні води яких разом зі стоком річки надходять в Канівське водосховище. Найбільшими з них є Чернігівська ТЕЦ, Чернігівське “Хімволокно”, “Чернігівводоканал”, водоканали і підприємства комунального господарства середніх і малих міст.

Варто зазначити, що вище м. Києва у поверхневій водній об’єкти верхньої частини Канівського водосховища надходить 31799,42 т забруднюючих речовин (19,06% від загальної кількості скинутих забруднюючих речовин).

Ділянка II. Розташована в межах м. Києва. Відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. В межах м. Києва функціонує велика кількість об’єктів народного господарства, стічні води яких є джерелом забруднюючих речовин. Найбільші з них – підприємство комунального господарства – ВАТ АК “Київводоканал”, Дарницька ТЕЦ, Київська ТЕЦ-5. На теперішній час в м. Києві функціонує близько 2330 км каналізаційних самопливних мереж і колекторів діаметром 200 – 3100 мм, 29 КНС різної потужності по перекачці стоків на очисні споруди та близько 152 км напірних колекторів, БСА по очищенню стічних вод загальною потужністю 1800 тис. м³/добу (3 блока по 600 тис.м³/добу). Наразі, існуючі споруди біологічної очистки потребують реконструкції через застарілість технології очистки води [67].

Досліджувана ділянка характеризується скидами значної частини (90%) забруднених зворотних вод, скид яких в основному здійснюється з лівобережжя, а деякі з них, здебільшого без очистки, – з правобережжя [68].

У період з 2012 по 2017 рр. істотно підвищилися концентрації таких забруднюючих речовин: азоту амонійного, фосфатів, СПАР, що пов’язано з широким використанням в побуті та різних галузях промисловості синтетичних миючих засобів. Також дана ділянка характеризується значним обсягом скидів забруднюючих речовин – 74,27% від загальної кількості скидів забруднюючих речовин, що надходить у поверхневій водній об’єкти верхньої частини Канівського водосховища. На екологічний стан водосховища суттєвий вплив мають

техногенно навантажені річки- притоки. Наприклад, на р. Либідь нараховується близько 36 неорганізованих водовипусків, як дощових так і забруднених стічних вод, що значно погіршує водну екосистему даного об'єкта. На р. Дарниця в межах Києва нараховується близько 22 неорганізованих водовипусків дощових вод [69].

Наразі в м. Києві функціонує 5 очисних споруд дощових вод продуктивністю від 42000 до 125000 м³/добу. Зношеність обладнання та будівель складає від 35 до 80%. Усі очисні споруди були запроектовані та побудовані технологічно мало ефективними. У принцип роботи був закладений тільки один метод очистки – механічний (відстоювання та фільтрування). Конструкційна та технологічна недосконалість та зайняття великої площі призводить до очищення зливових вод екстенсивним шляхом. Зливі води мають великий ступінь небезпеки, оскільки води, що потрапляють на очистку забруднені сміттям, продуктами руйнування дорожніх покриттів, ерозій ґрунтів, розливів нафтопродуктів, продуктами викидів в атмосферу полутантів промисловими підприємствами, автотранспортом та іншим [70].

Ділянка III. Розташована нижче м. Києва. Відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. Характеризується надходженням близько 7% забруднених стоків від підприємств народного господарства. Дана ділянка характеризується наявністю сільськогосподарських об'єктів, особливого розвитку набуло рибництво. Скиди даних підприємств належать до “нормативно чистих без очистки”. Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Канівського водосховища на даній ділянці у 2017 р. становив близько 36% від загального об'єму скидів зворотних вод. У структурі скиду частка забруднених стоків складає менше 1%.

3.2 Використання ГЕП для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем

Використовуючи ГЕП можна провести оцінку буферної здатності водної екосистеми, встановити допустимий антропогенний вплив на водне середовище з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів [71].

Нераціональне і надмірне розорювання території водозаборів, зменшення їх залісненості, також призводять до активізації процесів зниження гідроекологічного потенціалу водних об'єктів. Як наслідок, відбуваються зміни характеру прояву та інтенсивності гідроекологічних процесів, спостерігаються суттєві зміни в стійкості басейнових систем, відбувається деградація і відмирання малих водотоків, погіршується загальна екологічна ситуація водного середовища. Наведені явища можуть бути досліджені та в значній мірі прогнозовані за допомогою оцінки нульового гідроекологічного потенціалу (екологічно допустимих витрат), які є одними з найголовніших індикаторів гідролого-екологічного стану водної екосистеми.

Таким чином, екологічна ємність водного середовища визначає його стійкість до впливу природних і антропогенних чинників. Кожному типу водного середовища відповідає його певна екологічна ємність – гідроекологічний потенціал, який має стати інструментом регулювання техногенного навантаження на водну екосистему [72].

3.3 Визначення індексу гідроекологічного потенціалу водного середовища

Для забезпечення екологічного благополуччя водних об'єктів повинні бути розроблені нормативи, які характеризують стійкість водних екосистем та методи їх оцінки [73].

Комплексним показником оцінки якості води, що визначає ємність ГЕП

водної екосистеми у даному випадку виступає індекс гідроекологічного потенціалу [74]. Даний показник дозволяє провести оцінку впливу підприємств народного господарства на стан водної екосистеми та провести порівняння якості води різних ділянок водного об'єкта (наприклад, вище і нижче скиду стічних вод). Використання ІГЕП дозволяє оцінити динаміку зміни якості водних об'єктів у часі та встановити фонові показники природних водних об'єктів, виявити багаторічні тенденції змін якості природних вод.

ІГЕП був використаний для визначення і оцінки параметрів водних екосистем Карпатського регіону, аналізу гідроенергетичних ресурсів водойм басейнів таких річок, як Тиса, Прут і Дністер. На основі проведених розрахунків були розроблені математичні моделі гідроекологічної системи р. Прут. Використання даного показника дозволило проаналізувати закономірності розподілу параметрів гідроекосистеми у часі та просторі, провести екологічну оцінку техногенних впливів на водну екосистему, оцінку впливів на навколишнє середовище в результаті впровадження програми розвитку малої гідроенергетики. Також використання ІГЕП надало можливість проведення оцінки впливу на водні екосистеми об'єктів туристичного та нафтогазопромислових комплексів [75].

Отримані результати слугують для впровадження системи екологічної безпеки водного середовища в Карпатському регіоні. Розраховані значення ІГЕП можуть бути використані при проектуванні та побудові об'єктів гідроенергетики в басейнах річок Тиси, Пруту та Дністра.

Індекс ГЕП розраховується за формулою [76]:

$$\text{ІГЕП} = \frac{\sum_{i=1}^j K_{зп} - \sum_{i=1}^k K_{дз}}{n} = \frac{\sum_{i=1}^j \frac{\Gamma_{ДК}}{C_{\Phi}} - \sum_{i=1}^k \frac{C_{\Phi}}{\Gamma_{ДК}}}{n},$$

де $K_{зп}$ – коефіцієнти запасу показників (відносна величина резервної потужності);

$K_{дз}$ – коефіцієнти дефіциту запасу показників (відносна величина нестачі резерву);

Сф – фактичні значення показників (концентрації, одиниці, бали);

ГДК – гранично допустима концентрація речовин у воді;

n – кількість показників ($n = j+k$).

При визначенні ІГЕП враховуються різноманітні показники: органолептичні, фізичні, хімічні, гідробіологічні. Кількість показників, що необхідні для розрахунку індексу складає не менше десяти, незалежно від того перевищують вони допустимі значення чи ні. Обов'язково мають враховуватися наступні показники гідрохімічної, трофо-сапробіологічної та токсикологічної груп: розчинений кисень, ХСК, рН, мінералізація, БСК₅. Також обов'язково повинні бути включені всі показники, значення яких перевищують оптимальні фонові ГДК.

Виключення складають ті показники якості, для яких встановлений нижній поріг, тобто перевищення ГДК є бажаним (наприклад, вміст розчиненого кисню) [77]. Враховуючи те, що величина біохімічного споживання кисню за 5 діб (БСК₅) є інтегральним показником наявності легкоокиснюваних органічних речовин (ГДК для БСК, становить 3 мгО₂/дм³) і те, що зі зростанням вмісту легкоокиснюваних органічних речовин і зменшенням вмісту розчиненого кисню якість води знижується непропорційно різко, нормативи для цих показників при розрахунку ІГЕП використовуються дещо інші, ніж ГДК (табл. 3.10).

Таблиця 3.10 – Нормативи якості для розчиненого кисню та БСК₅ залежно від фактичних значень

Фактичне значення БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Норматив якості, мгО ₂ /дм ³	Фактичне значення розчиненого О ₂ , мг/дм ³	Норматив якості, мг/дм ³
<3	3	>6	4
3-15	2	5-6	12
>15	1	4-5	20
		3-4	30
		2-3	40
		1-2	50
		0-1	60

3.4 Інтегральна оцінка стану водної екосистеми

Для оцінювання стану водної екосистеми, встановлення категорії природно- техногенної безпеки водного об'єкта та здатності водної екосистеми до самоочищення Л. М. Архиповою у 2011 р. була запропонована методика «Оцінки гідроекологічного потенціалу, здатності водних екосистем до самоочищення та стану водного середовища» [78].

Дана методика ґрунтується на розрахунку показника ІГЕП, згідно зі значенням якого встановлюється гідроекологічний потенціал водного об'єкта, категорія природно-техногенної безпеки та стан водної екосистеми. Здатність водойми до самоочищення значною мірою залежить від розвитку, видового складу та структури гідробіонтів, тому дана характеристика водної екосистеми визначається на основні показників фітопланктону.

Для оцінки гідроекологічного потенціалу водного об'єкта, визначення категорії природно-техногенної безпеки та здатності водної екосистеми до самоочищення пропонується використовувати наступну оцінювальну шкалу (табл. 3.11).

Таблиця 3.11 – Шкала оцінки ГЕП, здатності водної екосистеми до самоочищення, категорії природно-техногенної безпеки водного об'єкта та екологічного стану водного середовища (за Л. М. Архиповою)

Діапазон чисельних значень ІГЕП	Оцінка ГЕП	Здатність ВЕ до самоочищення	Категорія ПТБ ВЕ	Стан ВЕ
$5 < \text{ІГЕП}$	Фонова зона буферності	Максимальна	Еталонна	Сприятливий
$3 < \text{ІГЕП} \leq 5$	Зона оптимуму потенціалу	Висока	Висока	Оптимальний
$1 < \text{ІГЕП} \leq 3$	Напруження адаптації	Середня	Задовільна	Насторожуючий
$-1 < \text{ІГЕП} \leq 1$	Зона песимуму	Низька	Незадовільна	Конфліктний
$-3 < \text{ІГЕП} \leq -1$	Критичний стан	Мінімальна	Критична	Критичний
$-5 < \text{ІГЕП} \leq -3$	Кризовий стан (зона екологічного лиха)	Відсутня	Катастрофічна	Небезпечний

3.5 Результати дослідження та їх аналіз

Фактографічною базою досліджень для розрахунку показника ІГЕП стали дані екологічного моніторингу за гідрохімічними та гідробіологічними показниками по 9 гідростворам верхньої частини Канівського водосховища за період 2010 – 2017 рр., які були отримані в архіві Центральної геофізичної обсерваторії [79].

Індекс гідроекологічного потенціалу розраховувався на основі 22 показників, серед яких:

1. Показники сольового складу: загальна мінералізація, вміст хлоридів та сульфатів.
2. Трофо-сапробіологічні показники: завислі речовини, концентрація розчиненого кисню, вмісту сполук азоту, фосфору, хімічне споживання кисню (ХСК), біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅).
3. Вміст специфічних речовин токсичної і радіаційної дії: вміст сполук заліза, міді, марганцю, цинку, хрому, вміст фенолів, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин.
4. Гідробіологічні показники: чисельність видів, чисельність внутрішньовидових таксонів, індекс Шенона за чисельністю та біомасою, індекс сапробності за системою Пантле-Букка.

Узагальнені середньорічні значення показника ІГЕП за ділянками верхньої частини Канівського водосховища наведені у табл. 3.12.

Таблиця 3.12 – Середньорічні значення показника ІГЕП за ділянками Канівського водосховища у 2012 – 2017 рр.

Ділянка Водосховища	Середньорічні значення показника ІГЕП					
	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Вище м. Києва	2,357	2,077	2,457	2,357	2,643	2,593
В межах м. Києва	2,673	2,460	2,767	2,673	2,940	2,802
Нижче м. Києва	2,030	1,895	2,273	2,030	2,416	2,169

Аналізуючи середньорічні значення показника ІГЕП за ділянками Канівського водосховища у 2012 – 2017 рр. можна зробити висновок, що найвищі значення показника ІГЕП спостерігаються на ділянці, що розташована у межах м. Києва (рис. 3.5).

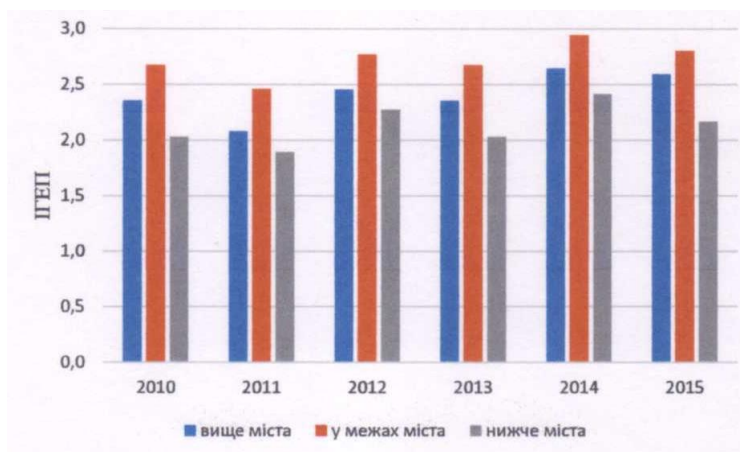


Рис. 3.5 – Середньорічні значення показника ІГЕП у 2012 – 2017 рр.

Аналіз отриманих значень показників ІГЕП у 2017 р. показує (табл. 3.13), що найнижчий рівень ГЕП характерний для ділянок, що розташовані: 1,5 км вище м. Київ 0,1 ш – пов'язаний з впливом стоків м. Вишгород та гирла р. Десна; 6 км нижче м. Київ 0,5 ш, 0,9 ш – пов'язаний з впливом стічних вод промислових та комунально-побутових підприємств міста.

Таблиця 3.13 – Результати розрахунку ІГЕП для досліджуваних ділянок верхньої частини Канівського водосховища

№ п/п	Місця відбору проб води	ІГЕП за сезоном року			
		Весна	Літо	Осінь	Зима
1	1,5 км вище м. Київ 0,1 ш	1,915	3,085	2,660	1,540
2	1,5 км вище м. Київ 0,5 ш	2,221	3,601	3,467	2,398
3	1,5 км вище м. Київ 0,9 ш	1567	3,146	3,356	2,154
4	В межах м. Київ 0,1 ш	0,765	4,825	3,084	2,081
5	В межах м. Київ 0,5 ш	2,620	4,543	2,760	2,026
6	В межах м. Київ 0,9 ш	0,736	5,584	3,221	1,379
7	6 км нижче м. Київ 0,1 ш	2,736	4,210	3,122	2,358
8	6 км нижче м. Київ 0,5 ш	1,237	1,827	1,495	1,172
9	6 км нижче м. Київ 0,9 ш	1,142	2,158	3,003	1,571

Результати розрахунку ІГЕП можна представити наочно у вигляді кривих, що відображають залежність ІГЕП від місця відбору проби води по сезонам (рис. 3.6).

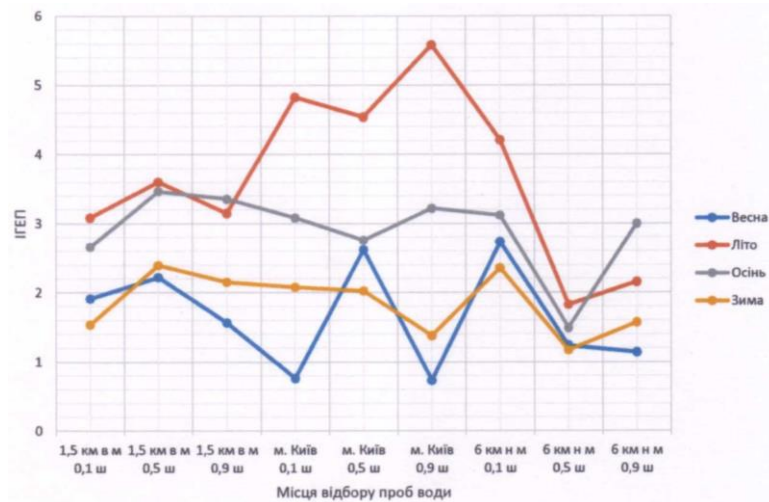


Рисунок 3.6 – Залежність ІГЕП від місця відбору проби води по сезонам

Найнижчі показники ІГЕП на рівні 0,736 – 2,736, оцінені як “зона песимуму потенціалу” – “напруження адаптації” спостерігаються навесні, що пов'язано з процесом скресання льоду, великою каламутністю води під час весняної повені. В цей період року спостерігається максимальна кількість наносів, які згодом, розчиняючись у воді, зменшують індекс гідроекологічного потенціалу.

Значення показників ІГЕП оцінені як “напруження адаптації” (1,172 – 2,358) спостерігаються взимку, що пов'язано з періодом межені, погіршенням кисневого режиму внаслідок льодоставу, збільшенням мінералізації води.

Восени діапазон значень ІГЕП становить 1,495 – 3,467, тобто гідроекологічний потенціал в деяких місцях відбору води характеризується оптимумом потенціалу ($3 < \text{ІГЕП} \leq 5$), в цілому за відібраними пробами води екологічна обстановка характеризується як: “напруження адаптації”.

Найвищі показники ІГЕП на рівні 1,82 – 5,58 оцінені як “зона оптимуму” – “фонова зона” спостерігаються влітку. Це пояснюється, тим, що при підвищенні температури води швидкість хімічних реакцій збільшується, тобто процеси

самоочищення відбуваються більш інтенсивно. Цьому процесу також сприяє підвищена кількість сонячних днів, які підсилюють процеси фотосинтезу, насичення водою розчиненим киснем тощо.

Найвищі показники ІГЕП, як було зазначено вище, спостерігаються в літній період, що пов'язано з формуванням самоочисного потенціалу у водній екосистемі. Значна роль у даному процесі належить фітопланктону, його видовому різноманіттю, структурно-функціональним характеристикам, основним показникам розвитку водної біоти.

Висновки до розділу 3

1. Індекс гідроекологічного потенціалу є комплексним показником, що відображає екологічну ємність водного середовища. Розрахунок даного індексу дає змогу оцінити ГЕП водної екосистеми.

2. Згідно розрахованого середньорічного значення показника ІГЕП встановлено, що досліджувана ділянка Канівського водосховища (згідно методики Л.М. Архипової) характеризується насторожуючим екологічним станом водного середовища, середньою здатністю водної екосистеми до самоочищення, ГЕП оцінюється як напруження адаптації.

3. Найвищі значення показників ІГЕП спостерігаються в літній період, згідно з якими гідроекологічний потенціал оцінюється як зона оптимуму потенціалу, здатність водної екосистеми до самоочищення – висока, категорія природно- техногенної безпеки водної екосистеми – висока, оптимальний екологічний стан водного об'єкта.

4. Таким чином, біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Канівського водосховища з використанням ІГЕП дозволяє виявити здатність водного середовища до самоочищення. Результати проведення даної оцінки дозволять здійснити гідроекологічний прогноз розвитку водної екосистеми в часі за умови збереження існуючого рівня антропогенного навантаження.

4 СТАРТАП - ПРОЕКТ

4.1 Опис ідеї проекту

Регулювання річкового стоку і створення водойм призвело до значних змін в структурному і функціональному показниках популяції риби і водних екосистем в цілому, тому з самого початку їх промислової експлуатації виникла необхідність проведення дій щодо оцінки здатності водойми до самоочищення, що значною мірою залежить від розвитку, видового складу та структури гідробіонтів.

Для того щоб стимулювати розвиток природної кормової бази риб, в першу чергу впливають на автотрофний компонент, тобто фітопланктон, який є початковою точкою трофічного ланцюга в екосистемі рибницьких ставів, він першим реагує на нестачу або забезпеченість такої системи біогенними речовинами, необхідними для біосинтезу їх власних органічних речовини.

Біоіндикаційна оцінка, що ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону, дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження, і тому є важливим використання даних характеристик водної біоти для оцінки стану водної екосистеми, риболовних ставів.

Впровадження біоіндикаційної оцінки якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем необхідно в зв'язку з погіршенням екологічної ситуації.

Елементами водної екосистеми виступають її природні характеристики, такі як показники фізичного, біологічного та хімічного стану. Для них притаманна зміна внаслідок впливу антропогенного навантаження.

Організації та водні господарства, які запровадили біоіндикаційну оцінку якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем впливають на навколишнє середовище менш негативно на якість води (табл.4.1).

Таблиця 4.1 - Опис ідеї стартап-проекту

Зміст ідеї	Напрямки застосування	Вигоди для користувача
Основна причина того, що підприємства є великими джерелами забруднення навколишнього середовища, є те, що промислові виробництва нехтують таким оціночним елементом як біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем. Отже, необхідно запровадити систему контролю на підприємствах за станом води, також необхідно запровадити більш жорсткий контроль з боку держави за виконанням цієї мети.	Контроль промислової діяльності	Зменшення викидів забруднюючих речовин.
	Вирощування річної продукції	Екологічна чиста продукція
	Економіка та екологія підприємства	Зниження витрат в результаті більш ретельної обробки матеріалів та вторинного використання відходів виробництва
	Сертифікація продукції	Більша можливість виходу на міжнародний ринок
	Контроль діяльності підприємств	Можливість порушення законодавства в галузі охорони навколишнього середовища багаторазово зменшується.

Як можемо бачити з табл. 4.1, цей метод є дуже актуальний саме зараз, коли ми нарощуємо виробничі потужності.

Біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем своїми можливостями, дає нам змогу перевірити якісний стан води. Використання цієї методики дозволяє найбільш, серед усіх інших методик, провести якісний аналіз.

Таблиця 4.2 - Можливості методу біоіндикаційної оцінки

№ п/п	Можливості
1.	Провести порівняння якості води різних ділянок водного об'єкта.
2.	Оцінити динаміку зміни якості водних об'єктів у часі.
3.	Встановити фонові показники природних рибогосподарських об'єктів.
4.	Надати можливість удосконали та покращити зони нересту, місця зариблення.
5.	Провести оцінку динаміку природних змін якості водних об'єктів по сезонам та узгодити динаміку антропогенного навантаження.
6.	Покращити процес для відновлення рибогосподарського потенціалу та підтримання сталих запасів риби у водоймах.
7.	Встановити рівень самоочищення водних об'єктів, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження.

Проводимо аналіз факторів, які можуть вплинути на діяльність підприємств, які використовують біоіндикаційну оцінку, і даємо їм оцінку від 1 до 12 балів (табл. 4.3- 4.6).

Таблиця 4.3 - Оцінка сильних сторін біоіндикаційної оцінки

Фактори	Бали
1. Популярність використання	4
2. Впровадження системи екологічного керування	7
3. Імідж надійного методу	10
4. Співпраця з іншими підприємствами	3
5. Екологічно безпечне виробництво	12
6. Конкурентоспроможність	10
7. Високі технічні можливості	9
8. Високоякісна продукція як наслідок	10
9. Цінові переваги	9
10. Сталий попит	4
11. Відносно низький рівень собівартості	9
12. Висока точність	9
13. Автоматизація	3

Таблиця 4.4 - Оцінка слабких сторін біоіндикаційної оцінки

Фактори	Бали
1. Висока конкурентність з боку іноземних фірм	9
2. Ресурсозалежність методу	3
3. Потреба інформаційного забезпечення всіх структурних підрозділів	10
4. Утворення відходів	2
5. Високі затрати на експлуатацію	8
6. Високий рівень енергоємності та ресурсоемності	5
7. Шкідливість методу	2
8. Використання новітнього обладнання	10
9. Відсутність впровадження інновацій	3
10. Невисокий рівень використання на підприємствах	10
11. Використання великої кількості води для перевірки	3
12. Специфічна цільова аудиторія	9
13. Неефективна система мотивації та стимулювання	8

Таблиця 4.5 - Оцінка можливостей методу біоіндикаційної оцінки

Фактори	Бали
1. Підвищення рівня екології	10
2. Тенденція надання переваги продукції вітчизняних виробників	7
3. Вдосконалення законодавчих актів	8
4. Підвищення якості виробництва	5
5. Зростання грошових доходів населення	2
6. Формування «зеленого» іміджу підприємств	8
7. Контроль технологічних процесів	9
8. Вдосконалення системи очищення стічних вод	11
9. Активізація інвестиційних процесів	5
10. Впровадження інновацій	6
11. Вихід на нові ринки	8
12. Розробка та практична реалізація стратегічних рішень	10
13. Розширення виробництва підприємств на яких діє цей метод	3

Оцінка сильних сторін біоіндикаційного методу показала, що - найістотнішими є досягнення найвищого показника екологічності при

застосуванні цього методу.

Основними слабкими сторонами застосування методу біоіндикаційної оцінки є неефективна система мотивації та стимулювання, використання дорогого обладнання та потреба висококваліфікованих спеціалістів, цільова аудиторія.

Основною можливістю для методу біоіндикаційної оцінки є вдосконалення системи очищення стічних вод, підвищення рівня екології, розробка та практична реалізація стратегічних рішень.

Таблиця 4.6 - Оцінка загроз застосування методу біоіндикаційної оцінки

Фактори	Бали
1. Відсутність фінансування наукових досліджень	9
2. Збільшення собівартості продукції	3
3. Мінливість та суперечливість законодавства	5
4. Конкуренція	7
5. Приведення в випадку не спрацювання до катастрофи	2
6. Високий рівень податків	4
7. Скорочення не «екологічних підприємств»	9
8. Вплив кліматичних змін	5
9. Боротьба за сировинні зони	10
10. Зниження репутації підприємств	8
11. Банкрутство	2

Основними загрозами застосування методу біоіндикаційної оцінки є боротьба за сировинні зони, відсутність фінансування наукових досліджень.

Отримали наступні дані: сильні сторони - 99 балів, слабкі - 82 балів, можливості - 92 бали та загрози - 64 балів.

4.2 SWOT – аналіз

Метод SWOT — аналізу дозволяє провести детальне вивчення

зовнішнього й внутрішнього середовища. Результатом раціонального SWOT-аналізу, спрямованого на формування узагальненого інформаційного потенціалу, повинні з'явитися ефективні рішення, що стосуються відповідної реакції (впливу) суб'єкта (слабкої, середньої й сильної) відповідно до сигналу (слабкому, середньому або сильному) зовнішнього середовища.

Зводимо внутрішні особливості (сильні та слабкі сторони) з зовнішніми аспектами (можливості та загрози) застосування методу біоіндикаційної оцінки, де потрібно звертати увагу на найбільш істотні комбінації факторів.

Для цього будуємо матрицю SWOT - аналізу, використовуючи при цьому отримані оцінки (табл. 4.6).

Таблиця 4.7 - Результати оцінок матриці SWOT – аналізу

Матриця SWOT	Можливості	Загрози
Сильні сторони	$99+82=181$	$99-64=25$
Слабкі сторони	$-82+92=10$	$-82-64=-146$

З наведених розрахунків (табл. 4.6) можна зробити висновки, що сильні сторони разом з можливостями повністю компенсують загрози та слабкі сторони. Сильні сторони також повністю компенсують загрози, а сильні сторони разом з можливостями компенсують слабкі сторони з загрозами.

Для успішного аналізу зовнішнього середовища методом SWOT-аналізу важливо не тільки визначити можливості й загрози, а й оцінити їх з точки зору важливості й ступеня впливу на стратегію досліджуваного підприємства.

Для оцінки можливостей методу біоіндикаційної оцінки доцільно використати метод позиціонування кожної можливості експертним шляхом у матриці можливостей, результати якого представлено в табл. 4.7.

На основі SWOT-аналізу розробляються альтернативи ринкової поведінки (перелік заходів) для виведення стартап-проекту на ринок та орієнтовний оптимальний час їх ринкової реалізації з огляду на потенційні проекти конкурентів, що можуть бути виведені на ринок.

Таблиця 4.8 - Оцінка матриці можливостей

Можливість	Сильний вплив	Помірний вплив	Незначний вплив	Сума
Висока ймовірність	1=12 1=11	7=9 10=10		42 (50,2 %)
Середня ймовірність	2=7	1=5 6=6 10=8	11=1	24 (33,1 %)
Низька ймовірність		3=6 8=4	4=1 10=3 9=3	16 (11,7 %)
Сума	30 (19,9 %)	59 (55,3 %)	13 (24,8 %)	82 (100 %)

Можливості, що потрапили у водойми «Висока ймовірність - Сильний вплив» і «Середня ймовірність - Сильний вплив», мають високе значення для підприємства оскільки в сумі складають 80,3 %.

Сильний вплив будуть чинити 19,9 % факторів всіх можливостей, що може сильно вплинути на результат діяльності компанії або реалізації стратегії. Помірний вплив будуть чинити 55,3 % факторів і низький вплив - 24,8 % факторів.

Не менш важливим є аналіз загроз зовнішнього середовища підприємства, який представлений в табл. 4.8.

Таблиця 4.9 - Оцінка матриці загроз

Загрози	Руйнування	Критичний стан	Важкий стан	Задовільний стан	Сума
Висока ймовірність		1=7			7 (10 %)
Середня ймовірність		10=6 8=7 11=8	6=3 3=7	6=4 4=5	40 (62,5)
Низька ймовірність	1=5	2=3	5=1	8=3	17 (27,5 %)
Сума	5 (7,8 %)	31 (48,5 %)	16 (17,1 %)	12 (13 %)	64 (100 %)

Тобто можливість руйнування при стихійних лихах та аваріях на підприємстві (10 %). Як бачимо, 48,5 % впливу факторів можуть призвести до критичного стану.

Для визначення конкурентоспроможності проекту, складаємо таблицю (табл. 4.2), слабких та сильних сторін порівняно з іншими проектами такими як фізико-хімічним, бактеріологічним.

Таблиця 4.10 - Визначення сильних, слабких та нейтральних характеристик ідеї проекту порівняно з іншими

Концепції конкурентів			W (слабка сторона)	N (нейтральна сторона)	S (сильна сторона)
Мій проект	Конкурент1	Конкурент2			
базуються на оцінках відгуків планктону, бентосу, макрофітів та риб на надходження у водне середовище хімічних речовин мінерального і органічного походження	визначається її прозорість, концентрація завислих частинок (каламутність), іонний склад, загальна мінералізація, наявність органічних і біогенних речовин, концентрація розчинених газів	характеризують забрудненість води патогенними мікроорганізмами	не висока точність в порівнянні з іншими методами	менша затратність, але довший термін оцінки	метод біоіндикації дозволяє, оцінювати більш ефективно роботу очисних споруд та поширення забруднень при транскордонному перенесенні токсичних речовин, а також, в загальному, оцінені якості води

4.3 Запровадження методу біоіндикаційної оцінки

Біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної складової природно-техногенної безпеки водних екосистем є найбільш оптимальні метод застосування. Розрахунок можливостей реалізації проекту приведено нижче (табл. 4.3)

Таблиця 4.11 - Технологічна здійсненність ідеї проекту

№ п/п	Ідея проекту	Технології її реалізації	Наявність технологій	Доступність технологій
1.	Біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної	Запровадження державою	+	Доступно
2.	складової водних екосистем	Запровадження підприємствами	+	Менш доступно порівняно з попереднім

Використовуємо метод запровадження технології підприємством, так як це надасть перевагу в оперативності та швидкості виконання.

Таблиця 4.12 - Надходження коштів буде здійснюватися за рахунок

№ п/п	Дії
1.	Проведення заходів з поліпшення умов природного нересту.
2.	Оптимізації характеристик промислового навантаження.
3.	Оптимізація організації промислового рибальства.
4.	Перенесення промислового навантаження в бік старших вікових груп з обмеженням технічної інтенсивності лову та зменшення його селективності по відношенню до стенобіонтних видів.
5.	Визначення ділянок спеціального використання водних біоресурсів.

Найголовніше для стартапу це забезпечення коштами (табл. 4.12), та

швидке впровадження. Приблизні строки впровадження проекту 1-5 років (табл. 4.13).

Таблиця 4.13 - Альтернативи ринкового впровадження стартап-проекту

№ п/п	Альтернатива (орієнтовний комплекс заходів) ринкової поведінки.	Ймовірність отримання ресурсів	Строки реалізації
1.	Впровадження проекту серед середніх та малих підприємств.	Можливий швидкий ріст клієнтської бази.	1-5 роки
2.	Подання проекту в Міністерство «Екології».	Можливість, як отримання обмежених, так і необмежених ресурсів .	1-3 роки
3.	Запровадження методу в усіх можливих підприємствах.	Можливе, при виконанні попередніх пунктів.	5-10 роки

Розроблення ринкової стратегії першим кроком передбачає визначення стратегії охоплення ринку: опис цільових груп потенційних споживачів.

На основі SWOT-аналізу розробляються альтернативи ринкової поведінки (перелік заходів) для виведення стартап-проекту на ринок та орієнтовний оптимальний час їх ринкової реалізації з огляду на потенційні проекти конкурентів, що можуть бути виведені на ринок

Перелік ринкових загроз та ринкових можливостей складається на основі аналізу факторів загроз та факторів можливостей маркетингового середовища.

Таблиця 4.14 - Вибір цільових груп потенційних споживачів

№ п/п	Цільові групи потенційних клієнтів	Рівень необхідності технології	Рівень попиту в межах цільової групи	Інтенсивність конкуренції в сегменті
1.	Морські	Середній	Низький	Низька
2.	Континентальні	Високий	Середній	Висока

Серед недоліків сегментації варто назвати високі витрати, пов'язані,

наприклад, з додатковими дослідженнями ринку, зі складанням варіантів маркетингових програм, забезпеченням відповідної упаковки, застосуванням різних способів розподілу.

Сегментація може мати переваги й недоліки, проте обійтися без неї неможливо, оскільки на сучасному ринку кожен товар може бути успішно проданий лише певним сегментам ринку, але не всьому ринку.

Таблиця 4.15 - Види навчання при впровадженні методу біоіндикаційної оцінки

Персонал	Навчання	Мета
Робітники	Базовий курс про охорону навколишнього середовища, основи екологічного менеджменту	Отримання знань з питань екологічної політики, цілей і завдань охорони навколишнього середовища.
Працівники, відповідальні за заходи з охорони навколишнього середовища	Підвищення кваліфікації, участь у семінарах та конференціях по обміну досвідом	Підвищення рівня знань, отримання оперативної інформації про зміни в стандартах
Робітники, чиї посадові обов'язки мають відношення до проблем охорони навколишнього середовища	Програми додаткового навчання, поточна інформація про впровадження та вдосконалення методу біоіндикаційної оцінки	Ознайомлення з нормативними актами і внутрішніми вимогами
Вище керівництво	Оглядовий курс про стратегічну важливість методу біоіндикаційної оцінки	Отримання знань і практичних вмінь формування екологічної політики підприємства, інформація про нові закони і підзаконні акти

Таблиця 4.16 - Витрати на впровадження методу біоіндикаційної оцінки

Основні етапи впровадження методу біоіндикаційної оцінки	Можлива тривалість етапу	Елементи процесу впровадження
I. Підготовчий етап	Від 2 місяця	<p>1.Отримання загальної інформації, придбання нормативної та методичної літератури.</p> <p>2. Знаходження спеціалістів для нормальної роботи за методом біоіндикаційної оцінки.</p> <p>3. Оцінка ситуації (доручається експертам), 10-20 днів.</p> <p>Ухвалення рішення про впровадження методу біоіндикаційної оцінки, планування і виділення ресурсів.</p>
II. Розробки	Від 3 до 6 місяців	<p>1. Навчання керівництва.</p> <p>1.1 Курси тривалістю 5 дні, вартість 6000 грн.</p> <p>2.Навчання спеціалістів підприємства (семінари, які проводять запрошені викладачі або консультанти), 12-20 днів 12000 грн.</p> <p>2.1 Витрати на навчальні та інформаційні матеріали, на оренду презентаційного устаткування або приміщення 5000 грн.</p> <p>2.2 Витрати на проїзд та проживання консультантів. 16500 грн.</p> <p>3.Створення робочої групи (1-2 дня).</p>

Згідно до розрахунків (табл. 4.16) підготовчий етап впровадження методу біоіндикаційної оцінки становить 2 і більше місяців. Етап розробки, який поділяється на 5 під етапів, від 3 до 6 місяців. Загальна вартість навчання персоналу буде становити 39 500 грн.

Висновки до розділу 4

1. Сильні та слабкі сторони підприємства здійснювались за допомогою класичного економічного підходу - SWOT - аналізу.
2. На базі проведеної вартісної оцінки впровадження методу розраховано, що загальні витрати на підготовку та перепідготовку персоналу буде становити 39 500грн., і приблизний термін введення в дію 5-8місяців.
3. Дана розробка спрямована на водні об'єкти рибогосподарського призначення: озера, річки, водосховища, ставки, які використовуються або можуть використовуватися для розведення, вирощування і вилову риби та інших водних живих ресурсів або мають значення для відтворення їх запасів.
4. Застосування біоіндикаційної оцінки, що ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону, дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, саморегуляції, трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження. Тому важливо використання даних характеристик водної біоти для оцінки стану рибогосподарських об'єктів.

ВИСНОВКИ

У магістерській роботі наведено теоретичне узагальнення біоіндикаційних методів оцінювання природно-техногенної безпеки водних екосистем за основними показниками фітопланктону. На підставі проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

1. Уперше для досліджуваної ділянки Канівського водосховища обґрунтовано можливість використання показника гідроекологічного потенціалу для оцінювання стану водної екосистеми. Даний показник встановлює допустимий антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів, тому його найбільш доцільно використовувати з метою здійснення оцінки природно-техногенної безпеки водної екосистеми.

2. Основний внесок у забруднення водного середовища верхньої частини Канівського водосховища належить об'єктам комунального господарства. У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Канівського водосховища значна кількість забруднюючих стічних вод надходить на ділянці водного об'єкта, що розташована в межах м. Києва.

3. Згідно розрахованого середньорічного значення показника ІГЕП встановлено, що досліджувана ділянка Канівського водосховища (згідно методики Л.М. Архипової) характеризується насторожуючим екологічним станом водного середовища, середньою здатністю водної екосистеми до самоочищення, задовільною категорією природно-техногенної безпеки водойми, ГЕП оцінюється як напруження адаптації.

4. Найвищі значення показників ІГЕП спостерігаються в літній період, згідно з якими гідроекологічний потенціал оцінюється як зона оптимуму потенціалу, здатність водної екосистеми до самоочищення – висока, категорія природно-техногенної безпеки водної екосистеми – висока, оптимальний екологічний стан водного об'єкта. Значення показників ІГЕП, відмінні від середньорічних, пов'язані з формуванням самоочисного потенціалу у водній

екосистемі.

5. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Канівського водосховища з використанням ІГЕП дозволяє виявити здатність водного середовища до самоочищення, уникаючи трудомістких експериментальних досліджень. Результати проведення даної оцінки дозволять здійснити гідроекологічний прогноз розвитку водної екосистеми в часі за умови збереження існуючого рівня антропогенного навантаження, можуть бути використані з метою прийняття управлінських рішень та вжиття відповідних заходів для покращення екологічного стану верхньої частини Канівського водосховища.

6. На базі проведеної вартісної оцінки впровадження методу розраховано, що загальні витрати на підготовку та перепідготовку персоналу буде становити 39 500грн., і приблизний термін введення в дію 5-8 місяців.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абакумова В. А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Львів: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
2. Адаптація системи моніторингу поверхневих вод Державної гідрометеорологічної служби МНС України до положень Водної Рамкової Директиви ЄС / Н. М. Осадча та ін. Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту: Зб. наук. пр. – 2008. 257 с.
3. Артамонов В. И. Растения и чистота природной среды. Москва: Наука, 1986. 325 с.
4. Архипова Л. М. До питання про конструктивну гідроекологію. *Науковий вісник НЛТУ України*: 2008, № 18. 280 с.
5. Архипова Л. М. Екологічні аспекти оцінки якості природних вод: матеріали II-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2009). Вінниця, 2009. С. 103–107.
6. Архипова Л. М. Моделювання гідроекологічного потенціалу. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*: 2010. №1. С. 41-47.
7. Архипова Л. М. Оцінка гідроекологічного потенціалу басейну ріки Свіча в районі розробки нафтогазових родовищ. *Науковий вісник ІФНТУНІГ*: 2008. № 2(18). С. 17–20.
8. Архипова Л. М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. 366 с.
9. Білявський Г. О. Основи екології: теорія та практикум. Київ: Лібра, 2002. 352 с.
10. Васенко О. Г. Оцінка динаміки якості поверхневих вод басейну р. Дніпро. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 2001. 398 с.
11. Василенко О. А. Рациональное використання та охорона водних ресурсів: навч. посіб. Рівне: НУВГП, 2007. 246 с.
12. Василенко О. А., Литвиненко Л. Л. Рациональное використання та

охорона водних ресурсів: навч. посіб. Рівне: НУ ВЕН, 2007. 246 с.

13. Васюков А. Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных. Харьков: Институт монокристалов, 2007. 256 с.

14. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А. И. Денисова та ін. Київ: Наукова думка, 1989. 216 с.

15. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А. И. Денисова та ін. Київ : Наук, думка, 1989. 216 с.

16. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы. / Я. П. Молчанова та ін. Москва: ФОРУМ ИНФА-М, 2007. 192 с.

17. Гідроботаніка: нав. посіб. / Гроховська Ю. Р. та ін. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2013 376 с.

18. Гончарук Є. Г. Комунальна гігієна. К.: Здоров'я , 2003. – 726с.

19. Гринин, А. С. Математическое моделирование в экологии Москва: ЮНИТИ, 2002. 254 с.

20. Данилишин Б. М. Наукові основи прогнозування природно-техногенної безпеки. Київ: Лекс Дім, 2004. - 552 с.

21. Данилов-Данильян В. И. Обоснование стратегии управления водными ресурсами. Наука, 2006. 221 с.

22. Дворецкий М. Л. Пособие по вариационной статистике. Москва: “Мир”, 1975. 186 с.

23. Державний водний кадастр: Щорічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. *Озера та водосховища, Басейн Дніпра*. Київ: ЦГО, 2015. 341 с.

24. Державний водний кадастр: *Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 2. Водосховища. Випуск 2. Басейн Дніпра (2015)*. Київ: ДСНС ЦГО, 2016.

25. Джефферс Д. О. Введение в системный анализ: применение в экологии. Москва: Мир, 1981. 252 с.

26. Дрейпер Н. Прикладной регрессионный анализ Москва: Финансы и

статистика, 1986. 366 с.

27. Ивантер Э. В., Коросов А. В. Элементарная биометрия: навч. посіб. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2011. 302 с.

28. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. Гидрометеиздат, 1984. 560 с.

29. Калінін М. І. Біометрія: підручник. Миколаїв: Вид-во МФ НаУКМА, 2000. 204 с.

30. Караушев А. В. Методические основы оценки и регламентации антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Львів: Гидрометиздат, 1987. - 175 с.

31. Картки первинної обробки проб. *Фітопланктон водосховищ Дніпра*. Випуск 2 (2015). Київ: ДСНС ЦГО, 2016.

32. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Львів: Наука, 1981. 187 с.

33. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ: НІСД, 2001. 312 с.

34. Клименко М. О., Залеський І.І. Екологія людини: навч. пос. Рівне: УДУВГП, 2004. 285 с.

35. Клімат Києва / за ред. В. І. Осадчого, О. О. Косовця, В. М. Бабінченко. Київ: Ніка-Центр, 2010. 320 с.

36. Консевич Л. М. Обґрунтування кореляційного зв'язку річкового стоку з висотою місцевості в Карпатському регіоні. *Наукові записки ТДПУ*: 2003. № 2(7).

37. Купалова Г. І. Теорія економічного аналізу: навч. посіб. Київ: Знання, 2008. 639 с.

38. Лакин Г. Ф., Биометрия Г. Ф. Москва: Высшая школа, 1990. 352 с.

39. Майстренко В. Н. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнений. Лаборатория знаний, 2004. 323 с.

40. Макрофиты - индикаторы изменений природной среды / С. Гейны, К. М. Сытник. Київ: Наук, думка, 1993. 434 с.

41. Мальцев В. Г., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ: Науковий центр екомоніторингу, 2011, 112 с.
42. Меннинг У. Дж., Федер У. А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Львів: Гидрометеиздат, 1985. 243 с.
43. Месарович М. Д., Такахара И. В. Теория иерархических многоуровневых систем. Москва: Мир, 1973. 344 с.
44. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсанта ін.; за заг. ред. В. Д. Романенка. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.
45. Мусієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин. Київ: Видавництво поліграфічний центр "Київський університет", 2004. 60 с.
46. Окснюк О. П., Жданова Г. А., Гусинская С. Л., Головки Т. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. *Гидробиологический журнал*. 1994. № 3. С. 26-31.
47. Определитель высших растений Украины / за ред.: Ю. Н. Прокудин. Київ: Наук, думка, 1987. 548 с.
48. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 288 с.
49. Плохинский Н. А. Биометрия. Москва: Изд-во МГУ, 1970. 324 с.
50. Протасов А. А., Павлюк Т. Е. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды. *Гидробиологический журнал*. 2004. № 6. С. 3-17.
51. Романенко В. Д. Основы гідроекології. Київ: Наукова думка, 2001. 729 с.
52. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Київ: Генеза, 2004. 664 с.
53. Садовский В. Н., Юдин Э. Г. Исследования по общей теории. Москва: Прогресс, 1969. 476 с.
54. Слободян В. О. Біоіндикація. Рівне: Полум'я, 2004. 196 с.
55. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ:

Ніка - Центр, 2001. 264 с.

56. Сніжко С. І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем: монографія. Київ: Ніка - Центр, 2006. 284 с.

57. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования/О. П. Окснюк та ін. Київ: Ин-т гидробиологии НАНУ, 1999. 60 с.

58. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования / О. П. Окснюк, та ін. Київ: Ин-т гидробиологии НАНУ, 1999. 60 с.

59. Спосіб визначення асиміляційного потенціалу у водній системі річки: пат. 94025 Україна: МПК G02N31/28. №U201405131; заявл. 15.05.14; опубл. 27.10.14, Бюл. № 27. 10 с.

60. Спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми: пат.24345 Україна. № 85333; заявл. 11.11.13; опубл. 11.11.13, Бюл. № 14. 41 с.

61. Спосіб оцінки якості поверхневих вод: пат.25354 Україна. № 64027; заявл. 11.05.11; опубл. 25.10.11, Бюл. № 20.

62. Сухарев С. М. Основи екології та охорони. Київ: Центр навчальної літератури, 2006. 394 с.

63. Сухарев С. М. Техноекологія та охорона навколишнього середовища. Львів: Новий Світ, 2008. 254 с.

64. Тарасова В. В. Екологічна статистика: підручник. Київ: Центр учбової літератури, 2008. 392 с.

65. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины. Київ: Наук, думка, 2006. 383 с.

66. Тимченко В. М., Дубняк Тимченко С. С. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища. *Гидробиологический журнал*. 2000. №3. С. 57-67.

67. Толстоухов А. В. Екобезпечний розвиток: пошуки стратегій. Київ: Знання України, 2001. 333 с.

68. Удод В. М. Техноекологія. Київ: КНУБА, 2007. 195 с.

69. Український гідрометеорологічний центр. URL: <http://www.meteo.gov.ua/>
70. Унифицированные методы исследования качества вод. *Атлас сапробных организмов.* / упоряд. В. Агеева. Москва: Изд-во СЭВ, 1977. 324 с.
71. Холл А. Д., Фейджин Р. Е. Исследования по общей теории систем. Москва: Издательство «Прогресс», 1969. 282 с.
72. Хоружая Т. А. Методы оценки экологической опасности. Москва: Экспертное бюро, 1998. 224 с.
73. Черницкая Л. Н. Санитарно-биологическая характеристика р. Днепра на участке Киев. Київ: Наук, думка, 1975. 187 с.
74. Шеляг-Сосонко Ю. Р. Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи Київ: Хімджест, 2003. 246 с.
75. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
76. Шматько В. Г., Нікітін Ю. В. Екологія і організація природоохоронної діяльності. КНТ, 2008. 304 с.
77. Щербак В. І. Гідроекологічні аспекти вирішення проблеми оцінки та зменшення загроз біорізноманіттю континентальних водойм України. Київ: Хімджест, 2003. 273 с.
78. Щербак В. І. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають. Київ: Інститут гідробіології НАНУ, 2001. 70 с.
79. Экологические попуски Киевской ГЭС / О. П. Оксиюк та ін. Київ: Ин-т гидробиол НАНУ, 2003. 72 с.

Додаток А

Оцінка придатності вод для різних видів водокористування

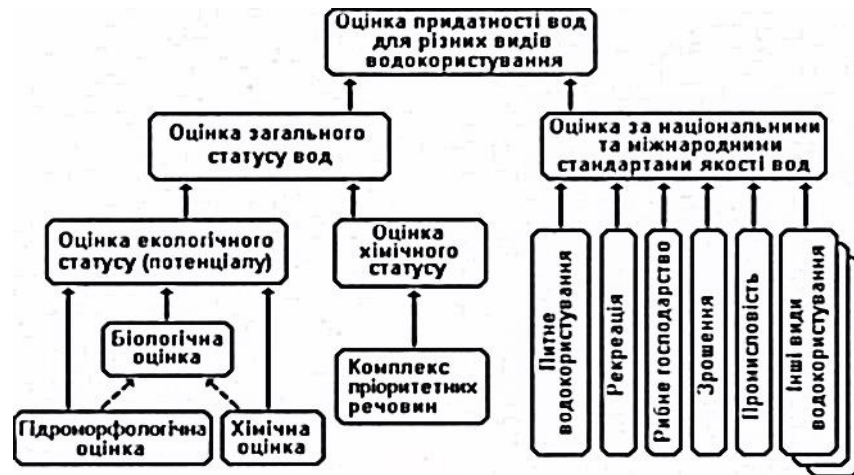


Рисунок А.1 – Схема визначення загального статусу водного об'єкта

Таблиця А.1 – Оцінка якості поверхневих вод за екологічною класифікацією

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
Категорія якості	I		2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод за їх станом	Відмінні		Добрі		Задовільні		Погані	Дуже погані
	Відмінні		Дуже добрі	Добрі	Задовільні	Посередні	Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті		Чисті		Забруднені		Брудні	Дуже брудні
	Дуже чисті		Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні
Сапробність	Олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		Полісапробні	
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	α' -мезосапробні	α'' -мезосапробні	Полісапробні	
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні		Мезотрофні		Евтрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні - оліго-мезотрофні	Мезотрофні	Мезо-евтрофні	Евтрофні	Евполітрофні	Політрофні	Гіпертрофні	

Додаток Б

Біоіндикаційні методи оцінки ступеня забруднення природних вод

Таблиця Б.1 – Оцінка якості води згідно методу Ніколаєва

Таксономічні одиниці	Класи якості вод				
	1	2	3	4	5
личинки волохокрилець: Rhyacophila	+	+			
личинки веснянок, окрім Nemoura	+	+			
личинки мухи: Atherix	+	+			
бокоплав: Gammarus	+	+	+		
губки Shongia	+	+	+		
беззубки: Anodonta, Pseudoanodonta		+	+		
зяброві молюски: Viviparus, Bithynia, Valvata		+	+		
річкові раки: Astacus, Pontastacus		+	+		
личинки волохокрилець: Neureclipsis, Mollana, Brachycentrus		+	+		
бабки: Calopteryx, Plathycnemis		+	+		
одноденки: Ephemera, Polymitarcys		+	+		
п'явки: Glossiphoniidae		+	+	+	
перлівниці: Unio, Crassiana		+	+	+	
водяні клопи:		+	+	+	
одноденки: Heptageniidae		+	+	+	
вислокрилка Sialis		+	+	+	
мошки Simuliidae		+	+	+	
волохокрильці Hydropsyche, Anabolia			+	+	
бабки Gomphidae			+	+	
п'явки Erpobdella, Haemopsis, Piscicola			+	+	
горошинки і шаровки Pisidiidae			+	+	
водяний віслючок Asellus aquaticus			+	+	+
Трубочник Tubificidae, масово				+	+
мотиль Chironomidae, масово				+	+
личинка мухи Eristalis (криска)				+	+
значимість кожного таксона	25	6	5	7	20

Додаток В

Визначення якості води за видами-макрофітами

Таблиця В.1 – Індикаторні групи макрофітів

Організми чистих вод (група А)	Організми помірного забруднення (група В)	Організми забруднених вод (група С)
<ul style="list-style-type: none"> - водопериця черговоквіткова - молодильник озерний - рдесник альпійський - рдесник гостролистий - харові водорості* -водні мохи* - альдрованда пухирчаста - пухирник малий - водяний жовтець плаваючий 	<ul style="list-style-type: none"> - широколисті рдесники* - вузьколисті рдесники (окрім гребінчастого)* - рдесники з плаваючими листками* - латаття - глечики, водяний горіх плаваючий* - елодея канадська - водопериця кільчаста - ряска триборозенчаста - жабурник звичайний - наяда морська 	<ul style="list-style-type: none"> - кушир занурений - водопериця колосиста - рдесник гребінчастий - ниткуваті водорості* - ряска та сальвінія плаваючі * (>60%) - різак алоєвидний -пухирник звичайний - водяний жовтець закручений

Таблиця В.2 – Визначення якості води за видами-макрофітами

Види-індикатори		Загальна кількість присутніх видів		
		<5	6-10	>11
Молодильник озерний, фонтаналіс, хара		10	9	-
Комплекс дрібнолистих рдесників (крім рдесника гребінчастого)		9	8	7
Комплекс широколистих рдесників (пронизанолистий, блискучий, кучерявий), глечики, елодея канадська, стрілолист		-	7	8
Латаття, водопериця, водяний жовтець, рдесник гребінчастий		4	5	6
Тілоріз, пухирник, жабурник		3	4	5
Кушир, ряски	ПГР < 50%	2	3	4
	ППІ > 50%	1	2	-
Нитчасті водорості		1	2	-

Додаток Г

Комплексна методика оцінки якості води

Таблиця Г.1 – Оцінка якості води за біологічними показниками

Класи якості Води	I	II		III		IV	V
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти	дуже чисті	чисті		забруднені		брудні	дуже брудні
	дуже чисті	чисті	досить чисті	слабко забруднені	помірно забруднені	брудні	дуже брудні
Біомаса фіто-планктону, мг/дм ³	<0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-50,0	>50,0
S (індекс)	<1,0	1,0-1,5	1,6-2,0	2,1-2,5	2,6-3,0	3,1-3,5	>3,5
Сапробність	олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		полі-сапробні

Таблиця Г.2 – Відповідність різних індексів якості води

Клас вод по Ніколаєву	Характеристика сапробності	Індекс Пантле-Букка	Індекс Гуднайта - Уітлея. %	Індекс Вудівісса*	Індекс літорео-філів
1 – дуже чисті	ксеносапробні	<1,0	0-20	8-10	>3
2 – чисті	олігосапробні	1-1,5	21-35	5-7	2-3
3 - помірно Забруднені	b-мезосапробні	15-2,5	36-50	3-4	1-2
4 -забруднені	a-мезосапробні	2,5-3,5	51-65	1-2	0-1
5 – брудні	b-полісапробні	3,5-4,0	66-85	0-1	-
6 – дуже брудні	a-полісапробні	> 4,0**	86-100**	0**	-

* – для м'яких ґрунтів (для твердих істотно вище).

** – макрзообентос може бути відсутнім.

Додаток Д

Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрзообентосу

Таблиця Д.1 – Види-індикатори рівня забруднення водного середовища

Організми чистих вод	Організми помірного забруднення	Організми забруднених вод
Личинки веснянок Личинки одноденок Личинки волохокрилець Личинки вислокрилок Двостулкові молюски	Бокоплави Річковий рак Личинки бабок Личинки комарів-двоніжок Молюски-живородки	Личинки комарів-дзвінців П'явки Водяний ослик Малощетинкові черви Ставковики Личинки мошки

Таблиця Д.2 – Визначення біотичного індексу Вудівісса

Індикаторні групи та організми	Видове різноманіття	Число груп Вудівісса в пробі				
		0-10	2-5	6-10	11-16	>16
Личинки веснянок Plecoptera	>1 виду	-	7	8	9	10
	I вид	-	6	7	8	9
Личинки одноденок Ephemeroptera	>1 виду	-	6	7	8	9
	I вид	-	5	6	7	8
Личинки волохокрилець Trichoptera	>1 виду	-	5	6	7	8
	1 вид	-	4	5	6	7
Бокоплави, рід Gammarus	Усі відсутні	3	4	5	6	7
Рівноногі раки Asellus aquaticus	Усі відсутні	2	3	4	5	6
Трубочник (Tubifex) або личинки комарів (Chironomidae)	Усі відсутні	1	2	3	4	-
Усі групи відсутні	Деякі присутні	0	1	2	-	-